MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH

bmlfuw.gv.at

CHLORID

AUSWIRKUNGEN AUF DIE AQUATISCHE FLORA UND FAUNA

IMPRESSUM

Medieninhaber und Herausgeber:
BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT
Sektion Wasser, Marxergasse 2, 1030 Wien

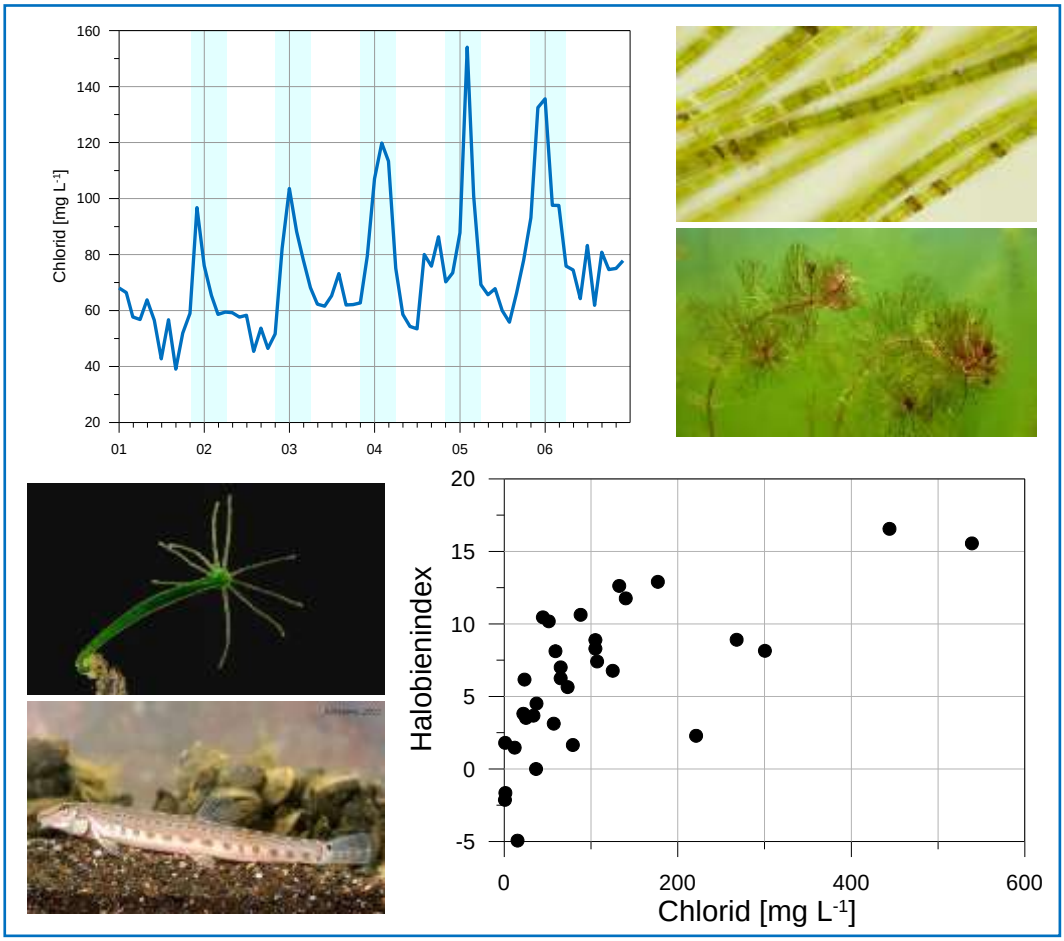
Text und Redaktion: Dr. Georg Wolfram, unter Mitarbeit von: Mag. Judith Römer, DI Catherine Hörl, DI Wolfram Stockinger, Dr. Katharina Ruzicska, Ing. Alexander Munteanu
Bildquellen: die Autoren (falls nicht anders angegeben)

Alle Rechte vorbehalten.

Wien, Oktober 2014

CHLORID

Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna, mit besonderer Berücksichtigung der vier biologischen Qualitätselemente gemäß EU-WRRL



Titel: Chlorid-Studie. Auswirkungen von Chlorid auf die aquatische Flora und Fauna, mit besonderer Berücksichtigung der Biologischen Qualitätselemente im Sinne der EU-WRRL

Auftraggeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung IV/3 – Nationale und internationale Wasserwirtschaft
Marxergasse 2
1030 Wien
Sachbearbeiterin: Dr. Karin Deutsch

Auftragnehmer: DWS Hydro-Ökologie GmbH
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung
Zentagasse 47/3, A-1050 Wien
Tel. 01 / 548 23 10, Fax DW 18
e-mail: office@dws-hydro-oekologie.at

Interne Berichts-Nr.: 12/018-B01

Verfasser: Dr. Georg Wolfram, unter Mitarbeit von: Mag. Judith Römer,
DI Catherine Hörl, DI Wolfram Stockinger, Dr. Katharina Ruzicska,
Ing. Alexander Munteanu

Inhaltsverzeichnis

Erweiterte Zusammenfassung

Einleitung 1
Zahlen und Fakten zum Thema Salz 1
Physiologische Wirkung und Anpassungsmechanismen 2
Toxizität und Toleranz bei aquatischen Organismen 3
Ökologische Bewertung und Grenzwerte 4
Resümee 4

1 Einleitung 6

2 Zahlen und Fakten zum Thema Salz: Emission, Transport und Immission 8
2.1 Begriffsbestimmungen 8
2.2 Natürliche Salzvorkommen und künstliche Salzbelastung 11
2.3 Salzstreuung im Winter 13
2.4 Auswirkungen auf den Boden und auf terrestrische Lebensgemeinschaften 20
2.5 Chlorid in Oberflächengewässern 22
2.6 Zusätze zum Streusalz 25
2.7 Salzstreuung – eine Kostenfrage 25

3 Physiologische Wirkung und Anpassungsmechanismen 26
3.1 Osmoregulation 26
3.2 Anpassungmechanismen bei erhöhten Salzgehalten 28
3.3 Wechselwirkungen mit anderen Umweltfaktoren 30

4 Salztoxizität und Salztoleranz bei aquatischen Organismen 36
4.1 Einleitung 36
4.2 Freilanddaten versus Toxizitätstests 37
4.3 Bakterien 39
4.4 Benthische und Planktische Algen 40
4.5 Höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) und Röhricht 42
4.6 Heterotrophe Einzeller (Protozoa) 47
4.7 Niedere Wirbellose 48
4.8 Weichtiere (Mollusca) 52
4.9 Ringelwürmer (Annelida) 55
4.10 Krebstiere (Crustacea) 58
4.11 Libellen (Odonata), Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Steinfliegen (Plecoptera) ... 63
4.12 Wanzen (Heteroptera) 67
4.13 Käfer (Coleoptera) 68
4.14 Großflügler (Megaloptera), Netzflügler (Neuroptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) 70
4.15 Zweiflügler (Diptera) 73
4.16 Fische (Pisces) und Neunaugen (Cyclostomata) 77
4.17 Amphibien (Amphibia) 81
4.18 Resümee 86

5 Ökologische Bewertung und Grenzwerte 91
5.1 Vorbemerkung.....91
5.2 Bestehende Bewertungsansätze.....91
5.3 Chlorid versus ökologischer Zustand.....98
5.4 Grenzwerte 100
5.5 Resümee und Empfehlungen.....114
6 Glossar 117
7 Literatur.....120

Erweiterte Zusammenfassung

Einleitung

In den letzten Jahren ist die Chloridbelastung von Oberflächengewässern, insbesonders durch den winterlichen Einsatz von Streusalz, zunehmend ins Bewusstsein gerückt und für den Gewässerschutz zu einem wichtigen Problemfeld geworden. Die vorliegende Literaturstudie hatte zum Ziel, die fachlichen Grundlagen zum Thema Chlorid in Oberflächengewässern aufzubereiten. Ausgehend von der derzeitigen gesetzlichen Verankerung von Chlorid in der QZV Ökologie OG sollten unter anderem konkrete Antworten auf folgende Fragen gefunden werden:

- Wie wirkt sich Chlorid auf die vier biologischen Qualitätselemente im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie aus?
- Ist der derzeit gültige, in der QVO Ökologie OG festgeschriebene Richtwert von 150 mg L^{-1} im Jahresmittel für Chlorid ausreichend, um den Schutz aquatischer Lebensräume vor chronischer Salzbelastung zu gewährleisten?
- Ist es gerechtfertigt, für akute Chlorid-Belastungen höhere Richtwerte festzusetzen? Wenn ja, in welcher Höhe?
- Sollen für unterschiedliche Bio- oder Fischregionen auch unterschiedliche Chlorid-Richtwerte festgesetzt werden? Gibt es Unterschiede in der Wirkung von Chlorid auf Lebensgemeinschaften in gut oder schlecht gepufferten Gewässern bzw. in Gewässern unterschiedlichen trophischen und saprobiellen Grundzustands?

Das überaus komplexe und vielschichtige Thema wird in der vorliegenden Studie mit folgenden Aspekten behandelt:

- Zahlen und Fakten zum Thema Salz: Emission, Transport und Immission
- Physiologische Wirkung und Anpassungsmechanismen aquatischer Organismen
- Salztoxizität und Salztoleranz bei aquatischen Organismen, mit Bearbeitung der vier biologischen Qualitätselemente gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie sowie, als Ergänzung, der Amphibien, einzelner Vertreter der Meiofauna und des Metazooplanktons
- Angaben zur ökologischen Bewertung und bestehende Grenzwerte für Chlorid in Europa und Nord-Amerika

Im Resümee werden die Ergebnisse zusammengefasst und Vorschläge für eine Anpassung der bestehenden Grenzwerte gemacht. Ein kurzes Glossar schließt die Literaturstudie ab.

Zahlen und Fakten zum Thema Salz

Der Salzgehalt in natürlichen Lebensräumen variiert über einen weiten Bereich und liegt bei extrem elektrolytarmen Gewässern bei wenigen mg L^{-1}, während durchschnittliche mitteleuropäische

Fließgewässer einen Gesamtsalzgehalt von rund 100 mg L^{-1} aufweisen. In Österreich gibt es natürliche Vorkommen von Salzstandorten im Raum Neusiedler See – Seewinkel, im nördlichen und östlichen Weinviertel und südlich von Wien. Anthropogen erhöhte Salzgehalte in Gewässern sind in unseren Breiten vor allem auf den Einsatz von Streusalz im Winter zurückzuführen, vereinzelt auch auf Salzausträge aus Braunkohlebergwerken, Einleitungen von salzhaltigem Thermalwasser, Emissionen aus der Industrie, der Landwirtschaft und aus Kläranlagen.

Die weltweite Jahresproduktion von Salz wird von Environment Canada (2001) für das Jahr 1995 mit 189 Mio t angegeben, wovon rund 10% für winterliches Streusalz eingesetzt werden. In Österreich beträgt in die jährliche Produktion von Salz rund 1.1 Mio t, die maximale Tageskapazität liegt bei 3 350 t. Davon wurden in den letzten Jahren rund 271 000 t (117 000 bis 377 000 t) für den Winterdienst verwendet. Diese Menge liegt in der gleichen Größenordnung wie in der Schweiz und in Skandinavien; in Deutschland wird umgerechnet auf die größere Landesfläche eine vergleichbare Menge an Streusalz ausgebracht.

Ohne Schutzvorkehrungen können lokal sehr hohe Chlorid-Konzentrationen von mehreren g L^{-1} in durch Streusalz beeinflussten Gewässern auftreten, allerdings nehmen die Konzentrationen mit zunehmender Entfernung von der Quelle rasch ab. Durch ein modernes Entwässerungssystem können große Mengen des aufgebrachten Streusalzes gesammelt und in größere Vorfluter eingeleitet werden, ein Teil des ausgebrachten Salzes geht aber auch durch Sprühverluste verloren. Der davon betroffene Bereich entlang von Straßen kann >100 m breit sein. Je nach hydrogeologischem Untergrund wird ein Teil des Chlorids über Vorfluter abtransportiert, ein Teil geht jedoch ins Grundwasser, wo der weitere Transport in Abhängigkeit vom Flurabstand, der Aquifermächtigkeit, der Grundwasserfließrichtung und -abstandsgeschwindigkeit sowie der nutzbaren Porosität deutlich langsamaer abläuft als über Oberflächengewässer.

Aufgrund des verzögerten Weitertransports kann es nicht nur im (Spät)winter, sondern mitunter das ganze Jahr über zu erhöhten Salzbelastungen in Gewässern kommen. Ungeachtet der guten Löslichkeit von Chlorid spielen hier möglicherweise Sorptionsprozesse im Boden oder eine mikrobielle/abiotische Chlorinierung im organischen Material des Bodens eine Rolle. Langfristig kann es zu einer sukzessiven Erhöhung der Salzbelastung von Grundwasser oder Oberflächengewässern kommen. In Österreich liegen die höchsten gemessenen Chlorid-Konzentrationen bei >2 g L^{-1} (kleine Waldbäche in Autobahnnähe), regelmäßig erhöhte Konzentrationen von einigen 100 mg L^{-1} treten in manchen Bächen Ostösterreichs auf. Größere Fließgewässer oder stehende Gewässer sind in Österreich nur in Ausnahmefällen von erhöhten Chlorid-Belastungen betroffen.

Neben der Wirkung des Salzes an sich können auch Antibackmittel zur Verbesserung der Rieselfähigkeit (meist auf auf Ferrocyanidbasis) und Farbstoffe zur Vergällung des Streusalzes ökologisch kritische Konzentrationen in der Umwelt erreichen.

Physiologische Wirkung und Anpassungsmechanismen

Änderungen des Salzgehalts im Umgebungswasser lösen bei Algen und Höheren Wasserpflanzen Stress aus, der aus dem Ungleichgewicht zwischen intra- und extrazellulärer Konzentration

anorganischer Ionen herrührt. Hohe externe Salzkonzentrationen können gravierende Auswirkungen auf verschiedene Stoffwechselvorgänge, auf die Photosynthese, die Membranlipidbiosynthese sowie auf den Proteinumsatz und die Proteinfaltung haben.

Süßwassertiere weisen in ihrem Körperinneren eine höhere Salzkonzentration als das Umgebungsmedium auf. Um dem Ausgleich dieses Konzentrationsgefälles entgegenzuwirken, wurden unterschiedliche osmoregulatorische Anpassungsmechanismen entwickelt. Bei erhöhten Salzgehalten wird zunächst die energieaufwändige Osmoregulation entlastet, bei hohen Salzgehalten aber vor neue Herausforderungen gestellt, denen nicht alle Arten in gleichem Ausmaß gewachsen sind. Abgesehen von genetisch bedinger Adaption an hohe Chlorid-Konzentrationen sind aquatische Organismen unterschiedlich gut zur Akklimatisation an geänderte Umweltbedingungen befähigt.

Neben der Vermeidung von ungünstigen Umweltbedingungen oder der Ausbildung von Dauerstadien gehört die Bildung und Akkumulation von Stressproteinen oder anderen Osmolyten (*compatible solutes*) zu den wichtigsten Anpassungen an erhöhte Salzgehalte.

Die Salztoleranz hängt jedoch nicht nur von der absoluten Konzentration, sondern ganz wesentlich auch von der Ionenzusammensetzung ab. Je nach Kombination mit unterschiedlichen Kationen variiert auch die toxische Wirkung von Chlorid, wobei die Toxizität verschiedener Kation-Chlorid-Salze meist in folgender Reihung angegeben wird: KCl > $MgCl_2$ > $CaCl_2$ > NaCl.

Einen wesentlichen Einfluss auf die Chloridtoxizität hat die Wasserhärte. Bei hohem Kalkgehalt werden höhere Chlorid-Konzentrationen toleriert als in schwach gepufferten Gewässern. Der Einfluss der Wassertemperatur ist weniger eindeutig, doch dürfte die Toxizität bei den meisten Arten tendenziell positiv mit der Wassertemperatur korreliert sein.

Unsicherheiten bestehen auch hinsichtlich der Wirkung von Chlorid auf die Mobilisierung von Schwermetallen oder von synergistischen/antagonistischen Effekten zur Toxizitzät organischer Schadstoffe.

Toxizität und Toleranz bei aquatischen Organismen

Unter aquatischen Organismen gibt es in vielen Gruppen echte Salzspezialisten, die auch extrem hohe Salzkonzentrationen tolerieren. Unter den Wirbellosen ist für die Glochidien von nordamerikanischen Muscheln eine besonders hohe Sensitivität belegt.

Die umfangreiche Recherche von Freilandbefunden und Toxizitätstest erlaubt es, eine Reihe der vier BQE und der Amphibien nach ihrer Sensitivität gegenüber Chlorid vorzunehmen:

Algen > Makrophyten > Amphibien > Wirbellose > Fische

Innerhalb der Evertebraten weisen Insekten und Amphipoden mehrheitlich eine hohe Toleranz gegenüber Chlorid-Konzentrationen bis in den Gramm-pro-Liter-Bereich auf. Andere Evertebraten-Gruppen (Oligochaeten, Kleinkrebse, Muscheln) sind empfindlicher.

Ökologische Bewertung und Grenzwerte

Es finden sich in der Fachliteratur mehrere Ansätze zur Gewässerbewertung anhand ausgewählter Organismengruppen vor allem unter den Algen und Wirbellosen. Am weitesten entwickelt sind der Halobienindex von Ziemann (1971, 1982) für Diatomeen und die Bewertungsmethode von Haybach (2010) für benthische Wirbellose. Beide Verfahren wurden im Rahmen der vorliegenden Studie testweise auf österreichische Gewässer angewandt. Dabei zeigte sich eine gute Korrelation zwischen der Chlorid-Konzentration und dem Halobienindex, der bei Konzentrationen >400 mg L^{-1} Indexwerte von >15 erreichte. Ab diesem Grenzwert erfolgt im nationalen Bewertungsverfahren in Deutschland eine Herabstufung um 1 Zustandsklasse. Die Anwendung des Index nach Haybach (2010) ergab auch nach Überarbeitung der taxonomischen Grundlage kein vergleichbar klares Bild. Das bestätigt die Erkenntnis aus der Literaturrecherche, wonach den Wirbellosen eine geringere Indikation gegenüber Chlorid zukommt als den benthischen Algen. Dennoch sollte auf Grundlage der Arbeit von Haybach (2010) weiterverfolgt werden, ob es in Hinblick auf eine chronische Belastung mit Chlorid dennoch auch unter den Wirbellosen zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung kommen kann.

Grenzwerte für die Chlorid-Konzentration wurden in der Fachliteratur vielfach vorgeschlagen. Die Versuche einer objektiven Ableitung von Grenzwerten beruhen entweder auf der niedrigsten, in Toxizitästests nachgewiesenen, Effektkonzentration (und einem Sicherheitsfaktor) oder Arten-Sensitivitäts-Verteilungen (*species sensitivity distributions*, SSD). Beide Methoden weisen Schwächen auf, können jedoch in Ergänzung zu Freilandbefunden zur Evaluierung von Grenz- oder Richtwerten dienen. Der profundeste Ansatz stammt aus Kanada (CCME 2011), wo aus SSD für akute Belastungen eine Chlorid-Konzentration von 640 mg L^{-1} und für chronische Belastungen eine Konzentration von 120 mg L^{-1} abgeleitet wurde. Eine Neuberechnung im Rahmen der vorliegenden Studie, die nach dem gleichen Verfahren, jedoch mit zusätzlichen Daten durchgeführt wurde, ergab je nach verwendetem statistischem Modell einen Grenzwert für Kurzzeit-Exposition von 590–670 mg L^{-1} und für Langzeit-Exposition von 100–120 mg L^{-1}.

Resümee

Eine Beschreibung und Bewertung der Chloridbelastung anhand eines Jahresmittelwerts, wie derzeit in der QZV Ökologie OG festgeschrieben, reicht nicht aus, um den Schutz der Oberflächengewässer im Sinne des Wasserrechts zu gewährleisten. Es wird daher eine getrennte Betrachtung von akuter und chronischer Belastung empfohlen, wie bereits ansatzweise im Leitfaden des Amts der NÖ Landesregierung (2011) verankert.

Für eine Differenzierung der Grenz- oder Richtwerte nach dem saprobiellen Grundzustand findet sich in der Fachliteratur keine gesicherte Grundlage.

Die unterschiedliche toxische Wirkung von Chlorid je nach der Wasserhärte ist gut dokumentiert und rechtfertigt die Festlegung unterschiedlicher Richtwerte je nach Kalkgehalt.

In der Bewertung von Chloridbelastungen anhand aquatischer Lebensgemeinschaften sollte unter den vier BQE gemäß EU-WRRL ein verstärktes Augenmerk auf das Phytobenthos, teilweise auch auf die

submersen Makrophyten, gelegt werden, welche gegenüber Chlorid sensitiver sind als Wirbelose oder Fische.

Insgesamt bestehen allerdings gerade im untersten Chlorid-Konzentrationsbereich die größten Unsicherheiten. Sie lassen eine Herabsetzung des derzeit gültigen Richtwerts gemäß QZV Ökologie OG von 150 auf 100 mg L^{-1} – wie dies die *species sensitivity distributions* nahelegen würden – fragwürdig erscheinen. Es wird daher empfohlen, für gut gepufferte Gewässer den Richtwert von 150 mg L^{-1} beizubehalten. Es ist allerdings anzuraten, den Zusammenhang zwischen Chloridbelastung und ökologischem Zustand näher zu untersuchen und gegebenenfalls eine Anpassung des Richtwerts vorzunehmen. In kalkarmen Gewässern sind zum Schutz der Lebensgemeinschaften niedrigere Richtwerte erforderlich. Für einen effektiven Schutz der Oberflächengewässer ist schließlich die zulässige Überschreitungsdauer der Richtwerte zu definieren. Nachdem chronische Effekte bereits ab 7 bis 10 Tagen auftreten können, ist die Anwendung des Richtwerts für chronische Belastung auf den Jahresmittelwert wenig zielführend.

Es werden folgende Richtwerte werden vorgeschlagen:

Kalkgehalt	Calcium (mg L^{-1})	Richtwert	
		chronische Belastung	akute Belastung
		max 1 Monat	max 3 Tage
kalkreich	≥25	150	600
mäßig kalkarm	<25	125	500
kalkarm	<15	100	400

1 Einleitung

In den letzten Jahren ist die Chloridbelastung von Oberflächengewässern, insbesonders durch den winterlichen Einsatz von Streusalz, zunehmend ins Bewusstsein gerückt und für den Gewässerschutz zu einem wichtigen Thema geworden. Die langsame Zunahme der Chlorid-Konzentrationen in vielen Fließ- und Stillgewässern sowie im Grundwasser ist evident und wird in der Wissenschaft bereits seit längerem thematisiert.

In Österreich wurden in den vergangenen Jahren zunehmend Leitfäden zum Schutz von Oberflächengewässern vor Straßenabwässern herausgegeben, die aber nur zum Teil auch das Thema Chlorid behandeln (Amt der Vorarlberger Landesregierung 2007; Geiger-Kaiser & Jäger 2005; Schweiger *et al.* 2005; Sturm 2012). Geiger-Kaiser & Jäger (2005) vermerken lediglich: „Zur Reduzierung der Salzfracht im Straßenabfluss existieren bislang keine praktikablen Vermeidungsstrategien und Behandlungsverfahren“. Die sicherlich umfangreichste Arbeit zum Thema Chlorid in Straßenabwässern in Österreich stammt vom Amt der NÖ Landesregierung (2011).

Zum Schutz der Oberflächengewässer und ihrer aquatischen Zönosen wurden in den meisten europäischen und nordamerikanischen Ländern Grenzwerte festgelegt. Nicht immer sind diese Grenzwerte wissenschaftlich fundiert. Die vorliegende Literaturrecherche hatte zum Ziel, die fachlichen Grundlagen zum Thema Chlorid in Oberflächengewässern aufzubereiten. Ausgehend von der derzeitigen gesetzlichen Verankerung von Chlorid in der QZV Ökologie OG (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer, BGBl. II Nr. 99/2010) sollten gemäß Auftrag des Lebensministeriums unter anderem konkrete Antworten auf folgende Fragen gefunden werden:

- Wie wirkt sich Chlorid auf die vier biologischen Qualitätselemente im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie aus?
- Ist der derzeit gültige, in der QVO Ökologie OG festgeschriebene Richtwert von 150 mg L^{-1} im Jahresmittel für Chlorid ausreichend, um den Schutz aquatischer Lebensräume vor chronischer Salzbelastung zu gewährleisten?
- Ist es gerechtfertigt, für akute Chlorid-Belastungen höhere Richtwerte festzusetzen? Wenn ja, in welcher Höhe?
- Sollen für unterschiedliche Bio- oder Fischregionen auch unterschiedliche Chlorid-Richtwerte festgesetzt werden? Gibt es Unterschiede in der Wirkung von Chlorid auf Lebensgemeinschaften in gut oder schlecht gepufferten Gewässern bzw. in Gewässern unterschiedlichen trophischen und saprobiellen Grundzustands?

Das überaus komplexe und vielschichtige Thema wird in der vorliegenden Studie mit folgenden Aspekten behandelt:

- Zahlen und Fakten zum Thema Salz: Emission, Transport und Immission
- Physiologische Wirkung und Anpassungsmechanismen aquatischer Organismen

- Salztoxizität und Salztoleranz bei aquatischen Organismen, mit Bearbeitung der vier biologischen Qualitätselemente gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie sowie, als Ergänzung, der Amphibien, einzelner Vertreter der Meiofauna und des Metazooplanktons
- Angaben zur ökologischen Bewertung und bestehende Grenzwerte für Chlorid in Europa und Nord-Amerika

Im Resümee werden die Ergebnisse zusammengefasst und Vorschläge für eine Anpassung der bestehenden Grenzwerte gemacht. Ein kurzes Glossar schließt die Literaturstudie ab.

Die Zahl an wissenschaftlichen Publikationen und grauer Literatur in Form von unpublizierten Berichten oder Diplomarbeiten zum Thema Chlorid, Streusalz und Salinität ist immens. Trotz der großen Anzahl an Arbeiten, die für die vorliegende Studie durchgesehen und exzerpiert wurden, gibt es zahlreiche weitere, deren Ergebnisse nur als Zitate aus anderen Arbeiten übernommen werden konnten oder deren Durchsicht aus zeitlichen Gründen nicht möglich war. Das schmälert nicht die Aussage der gegenständlichen Studie. Schon Kinne (1964) beklagte im Rückblick auf seine umfassenden Arbeiten zur Osmoregulation: "*Much of the difficulty I encountered related to the large number of pertinent papers, their publication in widely scattered journals, and, last but not least, the failure of many authors to conduct and to report their research with the necessary care, depth, and objectivity. In fact, a very large number of papers could have remained unwritten without changing the major conclusions. Some 20 percent of the total number of papers originally read turned out to be mere ballast, not even worth mentioning.*"

Diese harten Worte, geschrieben vor 50 Jahren, haben zum Teil nicht ihre Berechtigung verloren. Dennoch wäre die vorliegende Zusammenstellung ohne eine Reihe exzellenter Reviews vor allem aus dem kanadischen und US-amerikanischen Raum, aber auch ohne die hervorragenden Berichte zur Situation stark salzbelasteter Gewässer in Deutschland, nicht möglich gewesen. Nur exemplarisch seien angeführt die Arbeiten von Jones *et al.* (1992), Forman & Alexander (1998), Spellerberg (1998), Trombulak & Frissell (2000), Environment Canada (2001), Evans & Frick (2002), Wright *et al.* (2006), Siegel (2007), Iowa Department of Natural Resources (2009), Bäthe & Coring (2010), Beisel *et al.* (2011), Fay & Shi (2012) und vor allem von CCME (2011a, 2011b).

Die vorliegende Studie sieht sich keineswegs als umfassende und abschließende Beabeitung des Themas. Es wird hier versucht lediglich, die umfangreiche Fachliteratur in Hinblick auf die oben gestellten Fragen zu durchleuchten. Die Literaturrecherche macht zudem deutlich, dass unser Wissen trotz jahrzehntelanger Arbeit in vielen Bereichen noch sehr lückenhaft ist. Das Aufzeigen von Wissensdefiziten und des Handlungsbedarfs für die künftige limnologische Forschung ist daher ein nicht unwesentlicher Beitrag dieser Arbeit.

2 Zahlen und Fakten zum Thema Salz: Emission, Transport und Immission

2.1 Begriffsbestimmungen

Salze sind chemische Verbindungen aus positiv und negativ geladenen Ionen. Die Gesamtmenge aller im Wasser gelösten Salze oder Elektrolyte bestimmt den Salzgehalt. Er ist ein wesentliches Charakteristikum von Wasser und beeinflusst unter anderem dessen Dichte, Leitfähigkeit, osmotischen Druck und Gefrierpunkt.

Die relativen Anteile verschiedener Salze in Gewässern können stark variieren. In unseren Breiten herrschen meist Hydrogenkarbonat und Calcium vor, in meeresnahen Gebieten oder in von winterlicher Salzstreuung beeinflussten Gewässern kann aber auch Natriumchlorid zum häufigsten Salz werden. Letztlich sind in gelöstem Zustand 60 der 92 chemischen Grundelemente an der Salinität des Wassers beteiligt (Riley 1965, *cit.* in Beisel *et al.* 2011).

Die Ansichten, ab welcher Höhe Salzkonzentrationen für aquatische Organismen negative Effekte nach sich ziehen können, gehen auseinander. Die Einschätzungen reichen von weniger als 100 mg L^{-1} bis 1 g L^{-1} (Hart *et al.* 1991; Horrigan *et al.* 2005; Nielsen *et al.* 2003b; Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1999). Für den Menschen schmeckt Wasser mit einer Konzentration ab etwa 200–300 mg L^{-1} salzig (Zoeteman 1980, *cit.* in WHO 2003). Frühere WHO-Publikationen geben mit 150 mg L^{-1} einen etwas niedrigeren Wert an (WHO 1979).

Der Salzgehalt in natürlichen Lebensräumen variiert über einen weiten Bereich. Er liegt bei extrem elektrolytarmen Gewässern bei wenigen mg L^{-1}, während durchschnittliche mitteleuropäische Fließgewässer einen Gesamtsalzgehalt von rund 100 mg L^{-1} aufweisen. Meerwasser hat einen Salzgehalt von rund 35‰, und hypersaline Binnengewässer können Konzentrationen erreichen, die nahezu jener einer gesättigten Natriumchloridlösung (30%) entsprechen. Nach Angaben der WHO (1996) ist NaCl bei 0° C bis 357 g L^{-1} wasserlöslich.

Aus diesen Angaben wird nicht nur die große Bandbreite von Salz-Konzentrationen in der Umwelt ersichtlich. Sie veranschaulichen auch die mitunter verwirrende Vielfalt unterschiedlicher Einheiten, mit denen der Gesamtsalzgehalt – oder der Salzgehalt einzelner Ionen oder Verbindungen – angegeben werden kann. Es gibt dazu keine verbindlichen Regeln oder Normen. Am häufigsten findet man die Einheiten ‰, mg L^{-1}, g L^{-1} oder mMol L^{-1}, im marinen Bereich auch g kg^{-1} oder mg kg^{-1} (bezogen auf die Masse der Lösung). Im anglikanischen Raum sind, vor allem für Meer- und Brackwasser, auch Angaben in der dimensionslosen „Practical Salinity Scale“ aus dem Jahr 1978 (PSS-78) gebräuchlich. Der Salzgehalt wird dabei meist mit dem Zusatz PSU („practical salinity unit“) angegeben, was jedoch keine physikalische Einheit ist. PSU-Angaben sind für den Bereich 2 bis 42 PSU gültig (IOC *et al.* 2010), für niedrigere Konzentrationsbereiche ist die Korrektur von Hill *et al.* (1986) heranzuziehen.

Dem Gesamtsalzgehalt bzw. der Salinität entspricht auch die Abkürzung TDS („total dissolved solids“), welcher eine bestimmte Methode der analytischen Bestimmung zugrunde liegt. Ein Surrogatparameter des Gesamtsalzgehalts ist schließlich die elektrische Leitfähigkeit, also die Fähigkeit eines Stoffes, elektrische Ladung zu transportieren (heute meist auf 25 °C bezogen). Die Verwendung von ppt ist weniger zu empfehlen, das es zu Verwechslungen zwischen „parts per thousand“ und „parts per trillion“ kommen kann.

Vorschläge zur Umrechnung vom Salzgehalt in Chlorid-Konzentration oder elektrische Leitfähigkeit, und *vice versa*, findet man in der Fachliteratur zahlreich. Je nach Konzentration wird von Leitfähigkeit zu Gesamtsalzgehalt oftmals ein Umrechnungsfaktor von 0.55 bis 1.0, meist um 0.7 angegeben (Bervoets *et al.* 1996; Dunlop *et al.* 2005; Hart *et al.* 1991; Kefford *et al.* 2003; Kjensmo 1997; Lyman 1969; Piscart *et al.* 2006a; Sharp & Culberson 1982; Wolfram *et al.* 1999; Wood & Talling 1988). Auch die Einheit PSU und die physikalische Definition von Salinität in der Ozeanographie (Parsons 1982; Perkin & Lewis 1980) beruhen letztlich auf der Relation von Salzgehalt und Leitfähigkeit.

Abb. 1. Salzausblühungen im Uferbereich eines Sodasee im US-Bundesstaat Washington (Foto: www.steve-keating.com)

Abb. 2. Salzausblühungen am Straßenrand bei trockenem Winterwetter (Foto: http://derstandard.at/)

Weniger verlässlich sind Umrechnungen von Chlorinität (Chlorid-Konzentration) zu Salinität, sofern sie nicht einheitlich auf Meerwasser (Lyman 1969; Sharp & Culberson 1982) oder Brackwasser (Bervoets *et al.* 1996) bezogen sind. Das gleiche gilt für Umrechnungsfaktoren von Leitfähigkeit zu Chlorid-Konzentration (z.B. in Benbow & Merritt 2004; Corsi *et al.* 2010; Howard & Haynes 1993; USEPA 1988). Das „Handbook of Chemistry and Physics” (Lide 2012) gibt für 1 mMol L^{-1} NaCl rund 35 mg L^{-1}) bei einer Temperatur von 25 °C eine Leitfähigkeit von 76.3 µS cm^{-1} an, eine NaCl-Lösung mit rd. 300 mg L^{-1} hat eine elektrische Leitfähigkeit von rd. 1000 µS cm^{-1}. In natürlichen Gewässern ist jedoch der relative Anteil von Chlorid am Gesamtsalzgehalt zu berücksichtigen. So kann in ostösterreichischen Fließgewässern eine Leitfähigkeit von 1000 µS cm^{-1} einer Chlorid-Konzentration von <20 bis 150 mg L^{-1} entsprechen (Abb. 3).

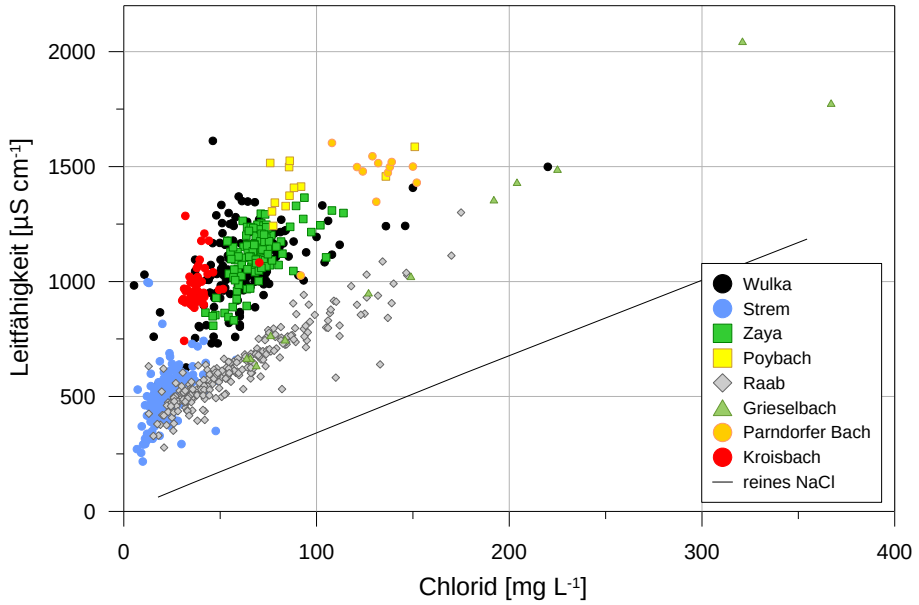


Abb. 3. Relation zwischen der Chlorid-Konzentration und der elektrischen Leitfähigkeit in verschiedenen Fließgewässern Ostösterreichs (Quelle: Lebensministerium, wisa-Datenbank). Die durchgezogene Linie gibt die Leitfähigkeit einer reinen NaCl-Lösung bei 25 °C an (nach Lide 2012).

Je nach Salzkonzentration und -zusammensetzung wurde bereits früh eine Klassifizierung von Oberflächengewässern vorgenommen. Die Grenze zwischen Süß- und Brackwasser wird meist bei 3 bis 5 g L^{-1} angesetzt (Williams 1987). Für den marinen und Brackwasserbereich hat sich das Venedig-Brackwasser-System durchgesetzt (Venice System 1958; Caspers 1959; Remane & Schlieper 1971; siehe *Glossar*). Demnach bewegen wir uns bei den mitteleuropäischen Binnengewässern normalerweise im reinen Süßwasser- (<0.5‰) oder im (mixo-) oligohalinen Bereich (0.5–5‰).

Aus ökologischer Sicht ist die Einteilung nach der Salztoleranz aquatischer Organismen wesentlich, wobei Begriffe wie halotolerant und halophil oftmals vermengt oder nicht korrekt angewandt werden. Das Vorkommen einer Art bei erhöhter Salzkonzentration erlaubt grundsätzlich den Schluss, dass sie diese Milieubedingungen zumindest kurzfristig toleriert. Liegen Freilandnachweise überwiegend von Standorten mit erhöhten Salzkonzentrationen vor, so erlaubt das jedoch nicht zwingend den Schluss, die betreffende Art sei halophil (salzliebend) oder halobiont. Es ist denkbar, dass die Art aus anderen Gründen bei niedrigeren Konzentrationen nicht vorkommt, beispielsweise aufgrund einer geringeren Konkurrenzkraft gegenüber anderen Arten. Erst wenn diese bei starkem Salzeinfluss wegfallen, kann die konkurrenzschwache, aber salztolerante Art bestehen.

Ebenso sind Rückschlüsse auf eine hohe Salzsensitivität bei Arten, für die es keine Belege aus Gewässern mit erhöhter Chlorid-Konzentration gibt, nicht zulässig. Erst ein großer und repräsentativer Datensatz ermöglicht mit Vorbehalt Aussagen zur Salzempfindlichkeit.

2.2 Natürliche Salzvorkommen und künstliche Salzbelastung

2.2.1 Natürliche Salzstandorte in Österreich

Die wenigen Vorkommen von natürlichen Salzstandorten in Österreich liegen inselartig verstreut im Osten des Landes (Abb. 4). Sie sind die westlichsten Ausläufer eines breiten Gürtels von Salzstandorten, der sich von Österreich über Ungarn und Rumänien bis Zentralasien hinzieht. Das größte zusammenhängende Gebiet mit Salzgewässern und terrestrischen Salzstandorten ist das Neusiedler-See-Gebiet mit dem Seewinkel. Kleine Salzböden und -fluren gibt es auch am Westufer des Sees auf Höhe von Oggau und Breitenbrunn sowie im Natura 2000-Gebiet „Siegendorfer Puszta und Heide“ (Wolfram *et al.* 2006).

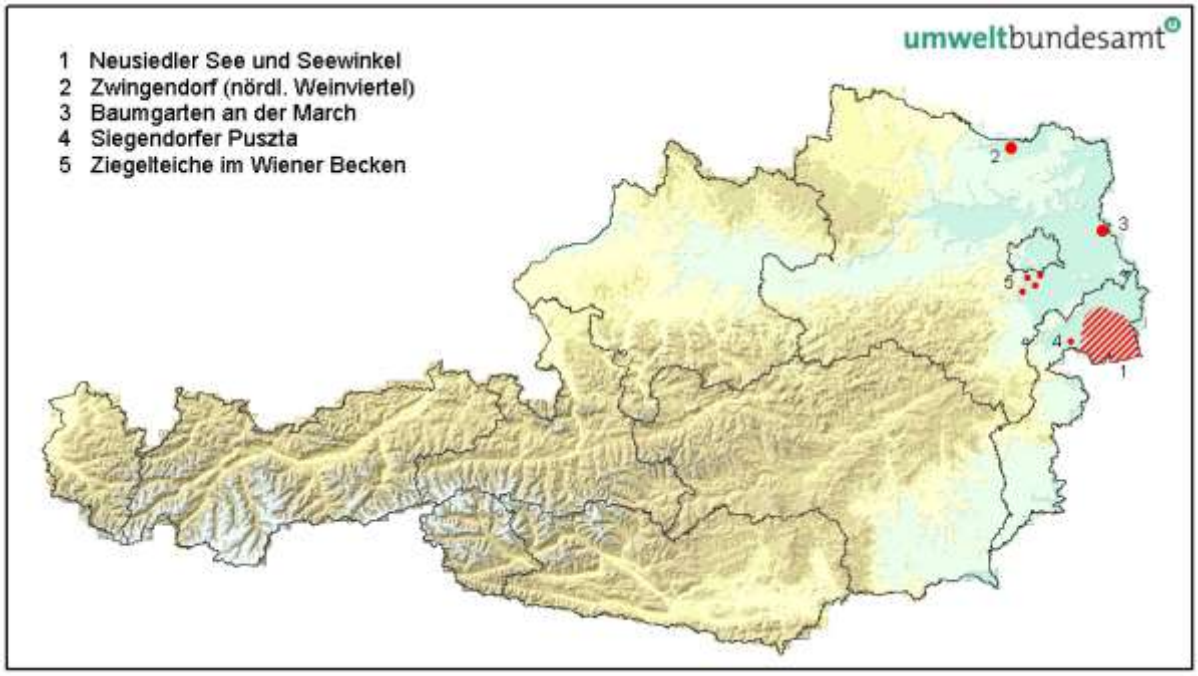


Abb. 4. Natürliche Salzstandorte in Österreich. Quelle: Wolfram *et al.* (2006).

Daneben beherbergt auch das nördliche Weinviertel Salzstandorte. Das Gebiet – mit einem mittleren Jahresniederschlag unter 400 mm eines der trockensten in Österreich – war ehemals in weiten Teilen mit Salzböden bedeckt. Gegenwärtig konzentrieren sich die verbliebenen Salzstandorte auf einige Flecken im Gebiet der Ortschaft Zwingendorf.

Schließlich gibt es nahe der March das dritte nennenswerte Gebiet mit Salzböden und charakteristischer Salzvegetation. Wie auch die beiden anderen Gebiete ist auch dieses flächenmäßig nur mehr ein kleiner Rest einer ehemals ausgedehnten Landschaft mit Salzfluren. Auf die verbliebenen Salzflächen trifft man vor allem nördlich und südwestlich der Ortschaft Baumgarten an der March. Salz*gewässer* gibt es hier nicht mehr.

Erwähnenswert sind weiters die zahlreichen ehemaligen Ziegelteiche entlang der Thermenlinie südlich von Wien, welche einen leicht erhöhten Salzgehalt und Leitfähigkeiten bis mehrere 1000 µS cm^{-1} aufweisen können (Schagerl & Wolfram 2006).

Die Genese von Salzböden und damit von Gewässern mit natürlicherweise erhöhtem Salzgehalt ist in Österreich an vier Voraussetzungen geknüpft:

i) an das Vorkommen salzhältiger, tertiärer Meeresablagerungen,
ii) tektonische Unruhe, welche die Ausbildung von artesischen Brunnen ermöglicht, in denen salzhältiges Tiefenwasser an die Oberfläche transportiert wird,
iii) dichte, tonhältige Sedimente, in denen sich das nach oben transportierte Salz festsetzt und meist einen salzführenden Horizont ausbildet (Franz & Husz 1961), und
iv) ein trockenwarmes Klima mit hohen Sommertemperaturen und längeren Trockenperioden, das infolge der hohen Verdunstung einen ständigen kapillaren Nachschub aus dem salzhältigen Grundwasser gewährleistet und zu einer oberflächlichen Salzakkumulation führt (Wolfram 2006a).

Chemisch heben sich die wenigen natürlichen Salzgewässer deutlich vom Süßwasser ab, sie sind aber auch nicht mit Meerwasser vergleichbar. In den Salzlacken des Seewinkels treten Magnesium und Calcium zugunsten von Natrium meist stark in den Hintergrund, vorherrschende Anionen sind Hydrogenkarbonat und Karbonat, manchmal auch Sulfat. Die meisten Salzlacken sind demnach als Sodagewässer ($NaHCO_3$) zu bezeichnen, in anderen dominiert hingegen Glaubersalz (Na_2SO_4) oder Bittersalz ($MgSO_4$). In heißen Sommern können Leitfähigkeiten bis mehrere 10 000 µS cm^{-1}, eine Alkalinität von mehreren 100 mMol L^{-1} und pH-Werte bis 10 und darüber gemessen werden (Wolfram *et al.* 1999). Einige der Salzlacken erreichen mit einem Gesamtsalzgehalt >50 g L^{-1} hypersaline Verhältnisse. Geringer sind die Konzentrationen in den spärlichen Feuchtgebieten bei Zwingendorf, wo Leitfähigkeiten zwischen 5 000 und 12 000 µS cm^{-1} gemessen wurden (Schagerl & Wolfram 2006).

2.2.2 Ursachen anthropogen erhöhter Salzgehalte in der Umwelt

Erhöhte Salzbelastungen von Gewässern sind, weltweit betrachtet, auf verschiedenste Ursachen zurückzuführen (Schulz 2011; Williams 1987). In trockenen Gegenden führt oftmals die landwirtschaftliche Nutzung mit intensiver Bewässerung zu erhöhten Verdunstungsraten und entsprechender Aufsalzung von Böden und Grundwasser (Dunlop *et al.* 2005; Kefford *et al.* 2002; Pinder *et al.* 2004; Silva & Davies 1999). In küstennahen Gebieten können die steigende Nachfrage nach Grundwasser (als Trink- oder Nutzwasser) und verstärkte Meerwasserintrusion eine Aufsalzung des Küstengrundwassers nach sich ziehen. In Europa gibt es Beispiele für derartige Entwicklungen in Südfrankreich (Piscart *et al.* 2005b) oder Griechenland, wo das Grundwasser in manchen Regionen Konzentrationen von Chlorid bis 8 g L^{-1} aufweist (Estrela *et al.* 1996).

Andere Phänomene mögen auf globaler Ebene nur Randerscheinungen darstellen, können jedoch lokal große Auswirkungen haben. Dazu gehören Salzausträge aus Braunkohlebergwerken (Lovett *et al.* 2005; Ondráček 2005), Einleitungen von salzhaltigem Thermalwasser (Wolfram *et al.* 2007a), Emissionen aus der Industrie, Einleitungen aus Kläranlagen (Ondráček 2005) und schließlich der

Einsatz von Streusalz im Winter (Löfgren 2001; Nagpal *et al.* 2003). Auch aus landwirtschaftlichen Flächen kann es bei intensivem Einsatz bestimmter Düngemittel (z.B. KCl) zu erhöhten Salzbelastungen in den Vorflutern kommen.

In den gemäßigten Breiten ist die winterliche Ausbringung von Streusalz zweifelsohne die Hauptquelle anthropogener Salzbelastung (Nagpal *et al.* 2003). Nach Berechnungen von Godwin *et al.* (2003) liegt der Anteil des Salzexports aus der Salzstreuung in einem Teileinzugsgebiet (Mohawk River) in New York um den Faktor 20 über jenem aus häuslichen Abwässern. Kelly *et al.* (2008) schätzen den Anteil der Chlorideinträge in New Yorker Gewässern aus der Straßensalzung mit 91%, jenen aus häuslichen und anderen Abwässern mit <10%.

2.3 Salzstreuung im Winter

2.3.1 Jahresproduktion und Verbrauch pro Fläche

Die weltweite Jahresproduktion von Salz ist enorm. Für das Jahr 1995 gibt Environment Canada (2001) die Menge mit 189 Mio t an, wovon rund 10% für winterliches Streusalz eingesetzt werden. Die konkrete Menge an Salz, die als Enteisungsmittel auf unseren Straßen ausgebracht wird, hängt von verschiedenen Faktoren ab, und entsprechend stark variieren auch die Angaben zu Streusalzmengen. Ausschlaggebend sind primär die meteorologischen Rahmenbedingungen, daneben spielen jedoch lokale Gegebenheiten wie die Verkehrsdichte, die Anzahl der Fahrbahnen und die durchschnittliche Steigung der Straßen eine große Rolle (Stundner *et al.* 2011).

In Österreich beträgt in die **jährliche Produktion von Salz** rund 1.1 Mio t, die maximale Tageskapazität liegt bei 3 350 t. Davon wurden in den letzten Jahren rund 271 000 t (117 000 bis 377 000 t) für den Winterdienst verwendet (Hoffmann *et al.* 2011). Wolf & Giuliani (2009) geben die jährliche Menge an Streusalz in Österreich mit bis zu 260 000 t an, die sich zu 90% (also 234 000 t) auf NaCl und zu 10% auf andere Streumittel wie $CaCl_2$ aufteilen. Auf http://www.salzburg.com/wiki/index.php/Streusalz wird – ohne nähere Quellenangabe – die jährliche Produktion von Streusalz durch die Salinen Austria mit 400 000 t angegeben, was rund 80% des Bedarfs für ganz Österreich decken soll (somit Gesamtmenge: 500 000 t).

Nachdem in den letzten Jahren der Verbrauch von abstumpfenden Streumitteln in Hinblick auf die Feinstaubbelastung zurückgegangen ist, besteht seit einigen Jahren wieder ein verstärkter Bedarf an Streusalz, der allerdings nicht immer abgedeckt werden kann. Zuletzt kam es nach Hoffmann *et al.* (2011) im kalten Winter 2009/10 und 2010/11 zu Engpässen in der Salznachlieferung und in der Folge zu entsprechenden Preissteigerungen für die Straßenmeistereien. Nicht nur aus ökologischen, sondern auch aus ökonomischen Gründen ist daher ein effizienter und sparsamer Einsatz von Streusalz notwendig (Badelt 2012; Hoffmann *et al.* 2011).

Tabelle 1. Jährliche Streusalzmengen (als NaCl) in Österreich und anderen Ländern Europas und Nordamerikas. Den Mengen als NaCl sind rund 5–10% an weiteren Streusalzen hinzuzurechnen.

Land	Zeitraum	t	Quelle
Österreich	k.A.	500 000	http://www.salzburg.com/wiki/index.php/Streusalz
	2000er	117–377 000	Hoffmann *et al.* (2011)
	2000er	bis 234 000	Wolf & Giuliani (2009)
Schweiz	2000er	300–350 000	Boller & Bryner (2011) „in strengen Wintern“
Deutschland	1980er	170–800 000	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1999)
	2000er	1.5 Mio	Emscher Genossenschaft (2006)
	2005–09	1.8–4.2 Mio	Badelt (2012)
Norwegen	1993/94	60 000	Bant (2009), Amundsen *et al.* (2010)
	2005/06	166 700	Bant (2009), Amundsen *et al.* (2010)
	2009/10	201 000	Sivertsen (2010), *cit.* in Wike *et al.* (2012)
Schweden	2000er	200–250 000	Lundmark & Olofsson (2007)
	1969	30 000	Thunqvist (2003a)
	1976/77	125 000	Thunqvist (2004)
	1993/94	419 407	Thunqvist (2004), Spitzenwert zwischen 1976 und 2002
Kanada	Anf. 1990er	100 000	Howard & Haynes (1993)
	1997/98	4.75 Mio	CCME (2011b); Environment Canada (2001)
USA	1940	163 000	Winston *et al.* (2012)
	1940er	280 000	Corsi *et al.* (2010)
	1980er	8–10 Mio	Jackson & Jobbágy (2005)
	~2000	8–12 Mio	Wegner & Yaggi (2001)
	~2000	ca. 18 Mio	Jackson & Jobbágy (2005)
	2001	14 Mio	Environment Canada (2001)
	2000er	10–20 Mio	Wright *et al.* (2006)
	2000er	16 Mio	Corsi *et al.* (2010)
	2005	23 Mio	Winston *et al.* (2012)

In Tabelle 1 werden die Streusalzmengen aus Österreich jenen in anderen Ländern gegenübergestellt. In dem flächenmäßig etwa zehnmal so großen Deutschland betragen die Streusalzmengen rund 1.5–4.2 Mio t (Badelt 2012), was auch hinsichtlich des Streusalz-Einsatzes in etwa dem Faktor 10 entspricht. Etwa gleich hoch oder etwas niedriger als in Österreich liegen die Streusalzmengen in Skandinavien (Bant 2009; Lundmark & Olofsson 2007) und der Schweiz (Boller & Bryner 2011). Für Kanada gibt CCME (2011b) eine jährliche Streusalzmenge von fast 5 Mio t an. In den USA stiegen die Mengen von 280 000 t in den 1940er Jahren auf bis zu 20 Mio t nach dem Jahr 2000 (Corsi *et al.* 2010; Wright *et al.* 2006).

Diese Zahlen geben die jeweiligen Jahresverbrauchsmengen an, wobei der Zeitraum der Salzstreuung natürlich auf wenige Monate beschränkt ist. In dem vom Amt der NÖ Landesregierung (2011) vorgeschlagenen Rechenansatz zur Abschätzung der Chloridbelastung aus Streusalz gehen die Autoren von einer fünfmonatigen Streuperiode (November bis März) und 60 Streutagen aus. Hoffmann *et al.* (2011) ermittelten im Zeitraum 2005–2011 eine mittlere Anzahl von Winterdiensttagen in Österreich von 132, wobei in einzelnen Bundesländern in Spitzenjahren an

knapp 180 Tagen gestreut wurde. Dabei ist von deutlichen Unterschieden in der Streuintensität auszugehen. Für die Schweiz geben Boller & Bryner (2011) maximale Tagesfrachten von bis zu 7000 t an, in Deutschland werden an Spitzentagen 100 000 t Streusalz ausgebracht (Badelt 2012). Der jüngste Winter 2012/2013 hat vergleichsweise hohe Streusalzmengen notwendig gemacht. Allein in Oberösterreich betrug die gesamte Menge 66 100 t, was um 64% über dem Vergleichswert aus dem Vorjahr lag. Der höchste Tagesverbrauch betrug 2 519 t – der stärkste Tagesverbrauch innerhalb der letzten fünf Jahre (Durchschnitt: 350 t) (OÖ Landesregierung, 2013).

Ungeachtet der hohen zeitlichen Schwankungen im Salzverbrauch ist im Langzeittrend für manche Länder ein deutlicher Trend erkennbar (Beispiel USA in Tabelle 1, Abb. 5). Er ist zum Teil auf erhöhte Salzfrachten pro Straßenkilometer, zum Teil auf das größer werdende Straßennetz zurückzuführen (Boller & Bryner 2011). In Deutschland lassen die Streusalzmengen hingegen im Zeitraum 1974–2001 keinen Anstieg erkennen. Keine vergleichbaren Langzeitdatenreihen liegen aus Österreich vor, aber zumindest innerhalb der letzten paar Jahre ist auch hierzulande kein signifikanter Anstieg der Streusalzmengen zu verzeichnen (Hoffmann *et al.* 2011; Stundner *et al.* 2011).

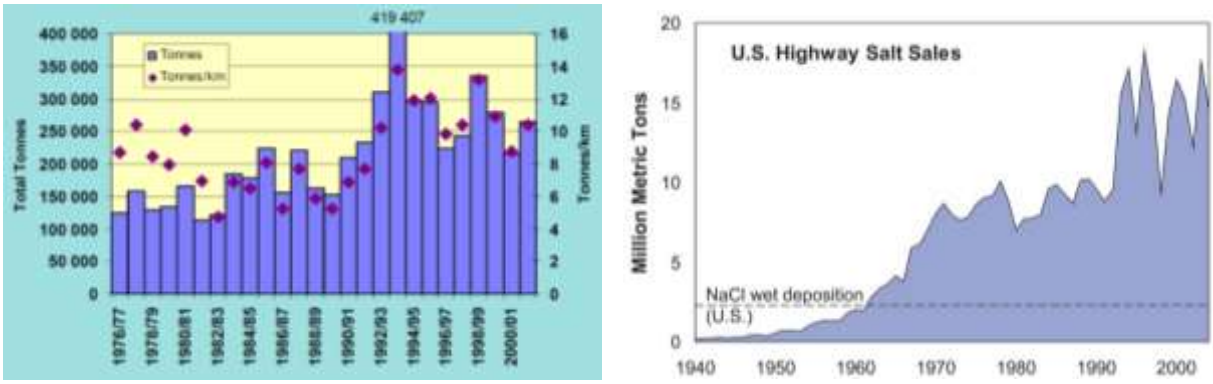


Abb. 5. Verbrauch von Streusalz (t NaCl) in Schweden zwischen 1996/97 und 2001/02 (links) und in den USA seit den 1940er Jahren (rechts). (Quellen: Thunqvist 2003a; Jackson & Jobbágy 2005).

Neben den absoluten Streusalzmengen ist der **Verbrauch pro Straßenfläche** von Interesse, das er die Intensität und damit die Auswirkungen auf die Umwelt besser beschreibt. Nach Hoffmann *et al.* (2011) liegt die tägliche Streusalzmenge pro Streudurchgang meist bei 10 bis 40 g m^{-2}. Oft wird mehr gestreut, um „auf der sicheren Seite“ zu liegen. Hinzu kommt, dass in der Regel mehrere Streudurchgänge pro Tag notwendig sind. Für Autobahnen empfehlen Hoffmann *et al.* (2011) ein Intervall von max. 3 h (ganztägig, also 0:00–24:00), auf untergeordneten Landesstraßen von max. 5 h im Zeitraum 8:00–20:00. Der Grund für die hohe Frequenz liegt primär darin, dass ein großer Teil des aufgebrachten Salzes – nach Hoffmann *et al.* (2011) bis 70% – sehr rasch aus der Rollbahn ausgetragen oder verweht wird und damit nicht mehr die gewünschte Wirkung erzielbar ist. In Deutschland liegen die maximalen täglichen Streusalzmengen daher bei bis zu 160 g m^{-2} (Badelt 2012). Für Großbritannien im Jahr 1976 gibt Driver (1979, *cit.* in Thompson *et al.* 1986a), durchschnittlich 35 g m^{-2} pro Durchgang (und mehr als einem Durchgang pro Tag) an, Green & Cresser (2008) 10–40 g m^{-2}. In der Schweiz ist der Salzeinsatz nach Boller & Bryner (2011) seit den 1960er Jahren „dank verbesserter Austragstechnologie“ von 40 auf 10–15 g m^{-2} reduziert worden. Bei 10 g pro Quadratmeter und Streudurchgang liegt auch die Empfehlung des deutschen Umweltbundes-

amtes (UBA 1999, *cit.* in Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1999) – „um größere Schäden in der Umwelt zu vermeiden".

Auf das ganze Jahr (bzw. die Streuperiode) hochgerechnet, liegen die flächenbezogenen Streusalzmengen in Österreich im Mittel bei 1.57 kg m^{-2} – ein Wert, der je nach Region und meteorologischen Rahmenbedingungen zwischen 0.15 und 4.90 kg m^{-2} variieren kann (ohne Berücksichtigung von Abminderung und Sprühverlust, vgl. Atanasoff *et al.* 2011; Stundner *et al.* 2011). Diese Werte liegen in der gleichen Größenordnung wie die Angaben aus anderen Ländern (Tabelle 2).

Pro Kilometer Fahrstreifen (umgerechnet von „lane-mile") liegen die Spitzenwerte auf der stark befahrenen Interstate I-93 in New Hampshire bei 26 t pro Jahr (Likens & Buso 2010). Für New York gibt es einen offiziellen Richtwert von 9.36 t km^{-1} a^{-1} (NYSDOT 1999), ein ungleich niedrigerer Wert wird mit 0.07 t km^{-1} a^{-1} von Gardner & Royer (2010) für einen anderen Bundesstaat in den USA (Indiana) angegeben (alle Angaben auf *einen* Fahrstreifen bezogen). In Schweden liegen die flächenbezogenen Streusalzmengen bei 5–15 t km a^{-1} (ohne Angaben der Anzahl der Fahrstreifen). Für Österreich geben Wolf & Giuliani (2009) als „üblichen Rechenansatz" 10–20 t km^{-1} a^{-1} auf Autobahnen an, wobei in einem konkreten Projekt an der A2 bei Guntramsdorf 72 t km^{-1} a^{-1} (entspricht 9 t pro Fahrstreifen) aufgebracht wurden.

Tabelle 2. Jährliche Streusalzmengen (als NaCl) pro Quadratmeter Straßenfläche bzw. pro Kilometer Fahrbahn in Österreich und anderen Ländern Europas und Nordamerikas.

Land	Salzverbrauch		FS	Quelle
	kg m^{-2} a^{-1}	t km^{-1} a^{-1}		
Österreich		72	8	Wolf & Giuliani (2009): A2 Guntramsdorf 2005/06
		10–20	8	Wolf & Giuliani (2009): „üblicher Rechenansatz"
	1.57*			Hoffmann *et al.* (2011)
	0.66–3.25			Atanasoff *et al.* 2011 Stundner *et al.* (2011): MW 2007–2011
	0.15–4.90			Stundner *et al.* (2011): gesamte Bandbreite
UK				Green & Cresser (2008)
		2–20	1	Thompson *et al.* (1986a): 1974–79
Schweden		10–14	k.A.	Olofsson (1997), *cit.* in Löfgren (2001): 1971–1997
		5–15	k.A.	Lundmark & Olofsson (2007)
		1–2	k.A.	Thunqvist (2004), niederrangige Straßen
		12–14	k.A.	Thunqvist (2004), höherrangige Straßen
Kanada	1–3			Nagpal *et al.* (2003)
USA	3.9**			Godwin *et al.* (2003): Mohawk River Basin, NY
		5	1	Hanes *et al.* (1976), *cit.* in Thompson *et al.* (1986a): 1961–66
		12.4	1	Albright (2005); Wegner & Yaggi (2001): Massachusetts
		order of tens	k.A.	Buttle & Labadia (1999)
		0.07	1	Gardner & Royer (2010): Indiana
		9.36	1	NYSDOT (1999), *cit.* in Godwin *et al.* (2003)
		12.5	1	Likens & Buso (2010): New Hampshire, 1980
		26	1	Likens & Buso (2010): New Hampshire, 2005

* umgerechnet von 11.9 g m^{-2} d^{-1} bei durchschnittlich 132 Winterdiensttagen;
** Angabe im Original als g m^{-2} d^{-1}, hier auf gesamte Streuperiode mit 100 Streutagen hochgerechnet;
FS = Fahrstreifen, k.A. = keine Angabe

2.3.2 Salztransport in der Umwelt

Abnahme mit der Entfernung von der Quelle

In der Abschätzung möglicher ökologischer Auswirkungen der Wintersalzstreuung auf die Umwelt ist die die zeitlich-räumliche Ausdehnung der Belastung näher zu beleuchten. Ohne Schutzvorkehrungen sind lokal sehr hohe Chlorid-Konzentrationen möglich. Evans & Frick (2001) berichten von Werten bis 10 g L^{-1} (im Mittel 4 g L^{-1}) in der Nähe einer verkehrsreichen Straße, allerdings rascher Abnahme der Konzentrationen mit zunehmender Entfernung von der Quelle. Oškinis & Kasperovičius (2005) ermittelten im Schnee direkt neben der Straße (0–1 m) Konzentrationen bis >3 g L^{-1}, in 4 m Entfernung jedoch nur mehr 4–10% dieses Werts. Bis 1.5 g L^{-1} und 7000 µS cm^{-1} wurden im Tauwasser von Schneeproben aus dem Bereich von Schneeabladeplätzen der Stadt München gemessen werden (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1999).

Aus limnologischer Sicht ist entscheidend, wie viel der auf Straßen aufgebrachten Salzmenge über ein Entwässerungssystem gesammelt werden kann und – nach Vorreinigung zur Absonderung anderer Schadstoffe – in den Vorfluter abgegeben wird. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ein nicht zu vernachlässigender Teil des Streusalzes verfrachtet oder verweht wird. Das geschieht teilweise bereits von der Rollbahn auf Randflächen der Straße (Hoffmann *et al.* 2011), teilweise aber auch auf umliegende Flächen (Niebrügge 2012).

Wie hoch diese „Verluste“ tatsächlich sind, hängt unter anderem von der Bauweise und Lage der Straße (z.B. Damm- oder Tallage, Windexposition, Vorhandensein einer Spritzschutzwand etc.), aber auch den naturräumlichen Gegebenheiten ab. Je nach Exposition und lokalen Windverhältnissen kann sich die Situation rasch ändern. Der Arbeitsbehelf des Landes Niederösterreich (2011) erlaubt in einem rechnerischen Ansatz zur Abschätzung der Chloridbelastung die Annahme eines Sprühverlusts von bis zu 50% der aufgebrachten Menge, allerdings ohne Angabe des durch den Sprühverlust betroffenen Bereich. Nach Lundmark & Olofsson (2007) gehen 45% des ausgebrachten Salzes durch Sprühverluste in einem 0 bis 100 m breiten Streifen parallel zur Straße verloren. Löfgren (2001) gibt einen Bereich bis >100 m an. Direkte Schäden durch Sprühverluste werden in einer Studie aus Norwegen in einem Bereich von 5–8 m, gelegentlich bis 15 m und mehr, neben der Straße und in 2 bis 4 m Höhe beschrieben (Amundsen *et al.* 2010). Die von Autoren ausgewerteten Angaben zur Höhe der Sprühverluste variieren stark zwischen 10 und 63% und betreffen einen Bereich im Abstand von 2–40 m von der Straße. Bis 120 m von der Straße entfernt wurden Salzschäden bei Kiefern nachgewiesen, im Besonderen in wind- und hangabwärts gelegenen Bereichen (Forman & Alexander 1998). In Österreich geben Fritzer (1992) und Knoflacher & Macoun (1989, beide *cit*. in Glitzner *et al.* 1999) den von Spritzwasser betroffenen Bereich mit 50–100 m an. Indirekte ökologische Auswirkungen der Salzausbringung können aber auch weiter reichen, in einer Studie von Forman & Deblinger (2000) über verschiedene (semi)terrestrische Tier- und Pflanzengruppen bis über 1 km.

Ein entscheidender Aspekt ist dabei das Ausmaß der Versickerung und des oberflächigen Abtransports. In einer Studie aus Massachusetts betrug der Anteil oberflächiger Abflüsse 55%, während 45% im Boden und Grundwasser verblieben (Church & Friesz 1993). In der gleichen Größenordnung (45% oberflächlich, 55% Grundwasser) lagen die Befunde einer Studie von Howard & Haynes (1993) bei Toronto. Für Dänemark geben Kristiansen *et al.* (2011, *cit.* in Winston *et al.*

2012) den Anteil der Versickerung ins Grundwasser mit 10–20% an, was eine Verschlechterung der Wasserqualität im Aquifer bis in eine Tiefe von knapp 75 m nach sich zog.

Der weitere Transport im Grundwasser hängt von Flurabstand, der Aquifermächtigkeit, der Grundwasserfließrichtung und -abstandsgeschwindigkeit und der nutzbaren Porosität ab. Nach Wolf & Giuliani (2009) wird der Ionenkonzentrationsverlauf im Nahbereich der Einleitung deutlich von meteorologischen Umweltbedingungen überprägt und ist damit kurzfristigen Schwankungen unterworfen, während die Salzbelastung in weiterer Entfernung (ab rd. 100 m) wesentlich gleichmäßiger und meist über einen längeren Zeitraum verläuft. Dass der Transport über das Grundwasser sehr weit reichen kann, zeigt die Arbeit von Karraker *et al.* (2008), die einen Einfluss bis über 170 m nachwiesen. In einer Studie des BMVIT an der A2 beim Knoten Guntramsdorf wurden sowohl im Nahbereich des Autobahnknotens als auch noch in 350 m Entfernung bis 132 mg L^{-1} Chlorid im Grundwasser gemessen (Unterköfler *et al.* 2009). Eine Abnahme war in diesem Fall nicht erkennbar. Die Autoren schlossen daraus, dass das gesamte ausgebrachte Chlorid über das Grundwasser zum nächsten Oberflächengewässer transportiert wird.

Saisonale und Langzeit-Aspekte

In zeitlicher Hinsicht sind Auswirkungen der winterlichen Salzstreuung oft nur kurzfristig gegeben. Erhöhte Chlorid-Konzentrationen sind daher in Fließgewässern, welche direkt oder indirekt als Vorfluter dienen, in der Regel im Spätwinter oder mit gewisser Verzögerung im Frühjahr messbar (Boller & Bryner 2011). Es gibt aber seit längerem Hinweise auf langfristige Trends, wonach die Salzbelastung nicht nur in den Wochen nach der Salzausbringung, sondern auch im übrigen Jahr auftritt (Demers & Sage 1990; Findlay & Kelly 2011; Howard & Haynes 1993; Ostendorf *et al.* 2001; Sadowski 2001; Wright *et al.* 2006). Im Grundwasser kann dies zu Problemen mit der Trinkwasserversorgung führen (Kaushal *et al.* 2005).

Die Ursache für den verzögerten Abtransport ist nicht gesichert. Trotz der guten Löslichkeit von Chlorid und der vergleichsweise geringen Adsorption im Boden (Mott 1981 *cit.* in Lovett *et al.* 2005), könnten Sorptionsprozesse im Boden Chlorid zumindest vorübergehend zurückhalten und erst verzögert ins Grundwasser abgeben (Kincaid & Findlay 2009; Lovett *et al.* 2005; Oberg & Sanden 2005; Rodstedth *et al.* 2003). Bastviken *et al.* (2006) geben als mögliche Ursachen für den Chloridrückhalt die Aufnahme (und verzögerte Abgabe) durch die Vegetation sowie mikrobielle und abiotische Chlorinierung im organischen Material des Bodens an. Eine große Zahl von Bakterien und Pilzen im Boden können organische Chlorverbindungen bilden, welche im Organismus (als Pigment oder Hormon) zurückgehalten und teilweise verzögert als Abfallprodukte oder zur Verteidigung abgegeben werden (Oberg 1998 *cit.* in Lovett *et al.* 2005). Lax & Peterson (2009) wiesen in Modellversuchen eine zwischenzeitliche Akkumulation von Chlorid im Boden konkret nach, die sich mit den Ergebnissen von Simulationen deckt (Abb. 6).

Über das Ausmaß dieses zeitlichen Rückhalts gibt es erst wenige Studien. In einer Studie von Novotny *et al.* (2008) verließen ca. 22% des im Winter aufgebrachten Straßensalzes das nähere Einzugsgebiet noch innerhalb der Saison, während ca. 78% vorerst im Einzugsgebiet verblieben. Für das Gebiet um Ontario, Canada, schätzten Meriano *et al.* (2009) und Eyles & Meriano (2010) (beide *cit.* in Müller &

Gächter 2012), dass etwa die Hälfte des ausgebrachten Salzes vorübergehend im Grundwasser verbleibt und so einen beständigen „Baseflow“ an Chloridfracht für die Fließgewässer des Gebiets liefert. Kelly *et al.* (2008) sprechen von einem „lag-Effekt“, der langfristig zu einen sukzessiven Erhöhung der Immission im Grundwasser führen kann. Novotny (2009) und Novotny *et al.* (2009) beschrieben die Chloridbilanz für ein 4150 km^2 großes Flusseinzugsgebiet bei Minneapolis/St. Paul, Minnesota. Nur zu einem kleinen Teil (23%) wurde das insgesamt produzierte und ausgebrachte Chlorid aus dem Einzugsgebiet über den Mississippi ausgetragen, der größere Teil (109 000 t oder 77%) verblieb im System (Böden, Feuchtgebiete, Grundwasser).

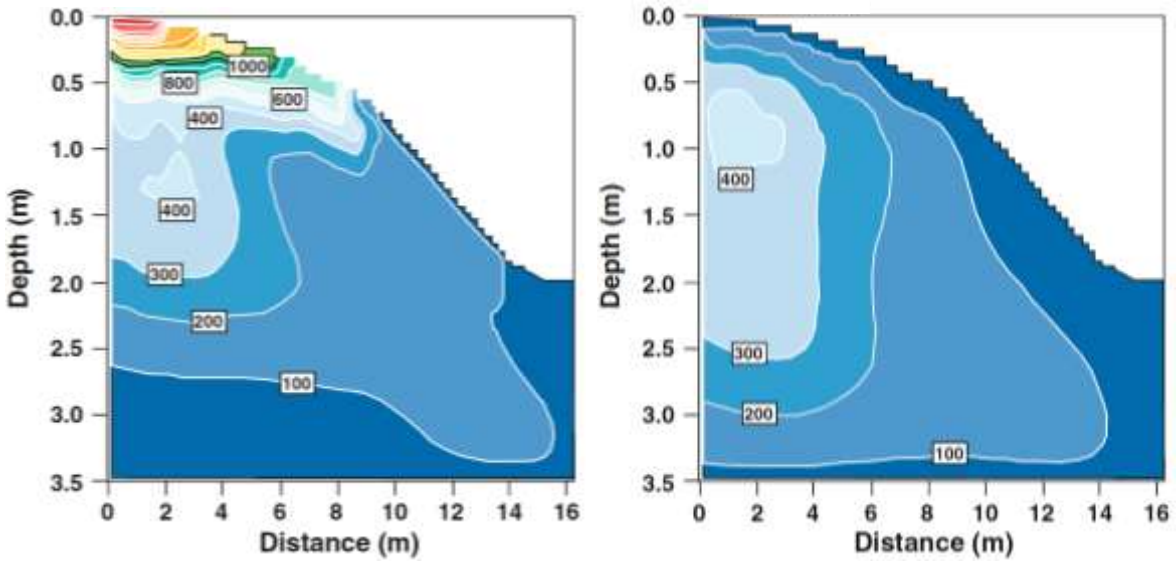


Abb. 6. Simulation der Chlorid-Konzentration im Boden nach 84 Tagen (links) und 365 Tagen (rechts) in vertikaler und horizontaler Entfernung von der Quelle (bei 0, 0 m). Die Zahlen entsprechend der Chlorid-Konzentration in mg L^{-1}. NB: die Überhöhung um den Faktor 4.6 (Aus: Lax & Peterson 2009).

Hulinger & Hollocher (1972 *cit.* in Thunqvist 2003a) berechneten für einen Aquifer im Raum Boston, Massachusetts, über die Bilanz von Chlorid-Ein- und Austrag eine „Steady-State-Konzentration” von 100 mg L^{-1} als Folge der alljährlichen Salzausbringung. Für Toronto wurde eine Steady-State-Konzentration von 426 mg L^{-1} berechnet (Howard & Haynes 1993). Vergleichbare Rechenansätze aus dem europäischen Raum liegen nicht vor. Ein Beispiel aus einem Grundwassersee südlich von Wien (Abb. 7) veranschaulicht allerdings eine vergleichbare Langzeitentwicklung. Innerhalb der letzten 15 Jahre stieg hier die Chloridkonzentration um 76% von 105 auf 185 mg L^{-1}, was mit großer Wahrscheinlichkeit die alljährliche Salzstreuung auf der nahe gelegenen B17 widerspiegelt.

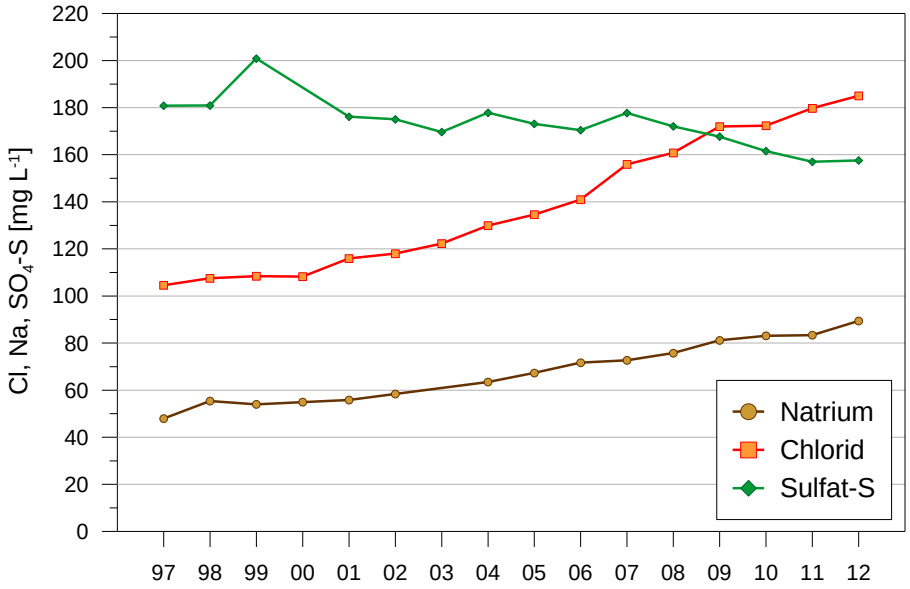


Abb. 7. Langzeitentwicklung der Chlorid-, Natrium- und Sulfat-Konzentration in einem Grundwassersee südlich von Wien nahe der B17 (unpubl.). Das Gebiet weist natürlicherweise einen erhöhten Salzgehalt im Grundwasser auf, die Verschiebung in den Ionenrelationen deutet auf einen Einfluss des winterlichen Salzeinsatzes hin.

2.4 Auswirkungen auf den Boden und auf terrestrische Lebensgemeinschaften

Die vorliegende Studie konzentriert sich auf die aquatischen Lebensgemeinschaften. Die nachfolgenden Ausführungen zu Auswirkungen von Salz auf Boden und terrestrische Lebensräume ersetzen keine umfangreiche Behandlung dieses Themas, sollen jedoch zumindest einige wesentliche Aspekte ansprechen.

2.4.1 Boden

Einer der wesentlichen Einflüsse der Salzstreuung mit Natriumchlorid auf den Boden liegt in der Veränderung der Ionenrelationen. Natrium hat nach eine vergleichsweise große Ladung pro Radius und kann daher andere Kationen wie Calcium, Kalium und Magnesium von Tonmineralien verdrängen (Findlay & Kelly 2011). Einen Ionenaustausch Calcium – Natrium wiesen Norrstrom & Bergstedt (2001) vor allem innerhalb 6 m von der Straße entfernt nach. Der Ionenaustausch kann auch Schwermetalle wie Blei oder organische Moleküle betreffen (vgl. Kap. 3.3.3). Die Folge sind eine Akkumulation von Natrium und eine Veränderung der Bodenstruktur, im Besonderen eine reduzierte hydraulische Leitfähigkeit, eine erhöhte Bodenkompaktierung und im Extremfall eine Vergleyung des Bodens (Amrhein *et al.* 1992; Green & Cresser 2008; Findlay & Kelly 2011; Norrstrom & Bergstedt 2001). Green *et al.* (2009) stellten eine erhöhte Freisetzung von gelöstem organischen Stickstoff und Kohlenstoff fest, auf längere Sicht einen Anstieg des pH und letztlich einen verstärkten Abbau von organischem Material zu CO_2. Green & Cresser (2008) wiesen auf eine erhöhte Freisetzung von Ammonium und damit einen Stickstoff-Verlust im Boden hin (vermehrte Aufnahme durch Pflanzen und Umsetzung in mikrobiellen Prozessen). Als Gegenmaßnahme zum Schutz des straßennahen

Bodens und der Vegetation wird von Amundsen *et al.* (2010) die Ausbringung von Strohmatten vorgeschlagen.

2.4.2 Terrestrische Vegetation

Chlorid ist ein essenzielles Element für Pflanzen und Tiere (Lovett *et al.* 2005), in erhöhten Konzentrationen wirkt es aber auf zellularer Ebene toxisch. Negative Effekte auf die straßennahe Vegetation infolge der winterlichen Salzstreuung sind vielfach beschrieben (Amundsen *et al.* 2010; Environment Canada 2001; Hofstra 1979; Langen *et al.* 2006; Lymbery *et al.* 2009; Miklovic & Galatowitsch 2005; Thompson & Rutter 1986; Viskari & Karenlampi 2000; Wilcox 1986a, 1986b; Young *et al.* 2011).

Viele Pflanzen sind sensitiv gegenüber erhöhten Chlorid-Konzentrationen und können unter Salzstress nicht keimen oder sterben ab (Biesboer & Jacobson 1994). Bäume dürften dabei generell empfindlicher gegenüber Salzstress sein als Sträucher und Gräser (Forman & Alexander 1998).

Nach Environment Canada (2001) sind in Kanada mehr als 50% der Gehölzpflanzen salzempfindlich und wurden in den letzten Jahren zunehmend von straßennahen Feuchtgebieten verdrängt. Panno *et al.* (1999) berichten über einen Verlust an Biodiversität und eine Zunahme des salztoleranten Schmalblättrigen Rohrkolbens *(Typha angustifolia)* in zwei Sumpfgebieten in Illinois nahe einer stark befahrenen Straße mit intensivem Streusalzeinsatz. Wilcox (1986b) untersuchten ein Moor in Indiana mit bis zu 1 215 mg L^{-1} Chlorid. Hier starben infolge der Salzbelastung Amerikanische Lärche, Rot-Ahorn, Seggen, carnivore Kannenflanzen und *Sphagnum*-Moose ab, stattdessen traten salztolerante Arten wie Rohrkolben verstärkt in den Vordergrund. Ähnliche Entwicklungen wiesen Richburg *et al.* (2001) in Feuchtgebieten in Massachusetts nach: Bereits bei einer Chlorid-Konzentration von 54–114 mg L^{-1} verringerte sich der Artenreichtum und standorttypische Arten wie Salbeiweide *(Salix candida)* and Großfrüchtige Moosbeere *(Vaccinium macrocarpon)* traten zurück. Schilf *(Phragmites australis)* konnte seine Bestände hingegen ausdehnen (Richburg *et al.* 2001). Nach Isabelle *et al.* (1987) können im Arteninventar nordamerikanischer Feuchtgebiete nur Breitblättriger Rohrkolben *(Typha latifolia)* und Gewöhnlicher Blutweiderich *(Lythrum salicaria)* im salzbelasteten Schmelzwasser an Straßenrändern überleben.

Auch in Europa ist der Einfluss der Salzstreuung auf die straßennahe Vegetation seit langem bekannt. In den Niederlanden ermöglichten die geänderten Salzkonzentrationen im Boden die Ausbreitung exotischer Küstenpflanzen bis 150 km ins Landesinnere (Forman & Alexander 1998. In Deutschland breiten sich seit 1987 Halophyten der Atlantik-, Nord- und Ostseeküste (wie das Dänische Löffelkraut *Cochlearia danica*) entlang von Autobahn-Mittelstreifen, die durch winterliche Salzstreuung extrem belastet sind, nach Süddeutschland aus (Weber 1987).

Negative Einflüsse durch Salzbelastungen sind seit langem auch aus der Land- und Forstwirtschaft bekannt (Eaton 1942). Als besonders salzempfindlich gelten Sonderkulturen wie z.B. Obstbau und Nadelwälder. Nach M. Kühnert in Stundner *et al.* (2011) gewährleistet hier bei ungünstigen Standortbedingungen weder der in Österreich geltende Richtwert der Trinkwasserverordnung (200 mg L^{-1}) noch der der Richtwert gemäß Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (150mg L^{1})

ausreichenden Schutz. Chloridverträgliche Pflanzen tolerieren 70–140 mg L^{-1}, empfindliche Arten zeigen in diesem Konzentrationsbereich aber bereits Schäden.

2.4.3 Terrestrische Tiere

Ein Beispiel für die Auswirkungen von Chlorid auf terrestrische Evertebraten ist ein Studie von Rösgen *et al.* (1993). Die Autoren untersuchten die Wirkung zweier Streusalze auf Collembolengemeinschaften eines Wiesenbodens und konnten dabei eine Verschiebung in der Artenzusammensetzung feststellen: Während salztolerante Arten zunahmen, wurde bei salzempfindlichen Arten eine starke Abnahme der Abundanz beobachtet. Salztolerante Arten erreichten sehr hohe Abundanzen, die die Erniedrigung der Gesamtabundanz jedoch nicht ausgleichen konnten (Glitzner *et al.* 1999).

Bollinger *et al.* (2005) beobachten, dass Hausspatzen am Straßenrand Salzpartikel in einem gesundheitsgefährdenden Ausmaß aufnahmen. Die letale Dosis LD_{50} lag bei 3–3.5 mg kg^{-1}, was in der Größenordnung von Vergleichswerten bei Säugetieren liegt. Weitere Toxizitätsdaten finden sich in Addison (2005).

2.5 Chlorid in Oberflächengewässern

2.5.1 Fließgewässer

Die Salzbelastungen in straßennahen Oberflächengewässern können ausgesprochen hoch sein, wobei es kaum Möglichkeiten zum Rückhalt von Chlorid gibt. Messungen an Gewässerschutzanlagen in Salzburg ergaben im Zulauf eine elektrische Leitfähigkeit des Straßenabwasser von bis 26 000 µS cm^{1}, im Ablauf von 10 000 µS cm^{-1}. Bei Chlorid wurde jedoch praktisch keine Verringerung der Konzentration von 7.9 g L^{-1} festgestellt (Geiger-Kaiser & Jäger 2005). Bei schwedischen Untersuchungen im „Run-off“ von Straßen im Winter wurden meist 50–1000 mg L^{-1} gemessen, Maximalwerte lagen bei 3–5 g L^{-1} (Amundsen *et al.* 2010). Für abflussarme Fließgewässer gibt Taylor (1992 *cit.* in Williams *et al.* 1999) sogar Maxima bis 10 g L^{-1}. Etwas geringer sind Chlorid-Konzentrationen, die Hürlimann für die Schweiz mit 150–660 mg L^{-1} nennt.

In größeren Gewässern ist meist eine ausreichende Verdünnung gegeben, sodass derart hohe Konzentrationen sehr selten auftreten. Howard & Maier (2007) berichten von allwinterlichen Chlorid-Spitzen im Don River (Mittelwasser: 4 m^3 s^{-1}) bei Toronto von über 1 g L^{-1} mit Maxima bis >3.4 g L^{1}.

In Europa sind mäßig hohe bis hohe Chloridbelastungen der Mosel (bis 389 mg L^{-1}), dem Rhein (bis 300 mg L^{-1}) und der Meurthe (1.4 g L^{-1}) bekannt (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1999; Beisel *et al.* 2011; IKSMS 2005; Piscart *et al.* 2005b). Sie sind allerdings nicht auf Salzstreuung, sondern andere Einflüsse zurückzuführen. Besonders gut untersucht sind Werra und Weser in Niedersachsen, wo die Pottasche-Industrie seit 1901 zu enormen Salzfrachten im Vorfluter geführt hat. Die Chlorid-Konzentrationen lagen hier zeitweise bei 28 g L^{-1} und selbst in den letzten Jahren noch bei bis zu 2.5 g L^{-1} (Bäthe & Coring 2011; Braukmann & Böhme 2011). Hohe Chlorid-Konzentrationen sind auch aus dem, durch Bergbau-Abraumhalden beeinflussten, Urbach (>25 g L^{-1}, heute 1.2 g L^{-1}) und dessen Vorfluter Helbe (3.7 g L^{-1}, heute 0.2 g L^{-1}) bekannt (Busse *et al.* 1999).

Ziemann *et al.* (2001) untersuchten die durch die Kali-Industrie beeinflusste Wipper mit Chlorid-Konzentrationen bis über 6 g L^{-1} (bis 1990).

In Österreich sind unter den größeren Fließgewässern nur aus der Traun erhöhte Chlorid-Konzentrationen bekannt. Sie betrugen bis 2006 über 100 mg L^{-1}, fielen danach aber auf <20 mg L^{-1} ab (Schay *et al.* 2010). Moog *et al.* (2009) geben für die Traun mit 318 mg L^{-1} einen deutlich höhere Maximale-Konzentration von Chlorid an.

Stärker betroffen sind auch hierzulande kleinere Bäche, welche infolge der geringen Wasserführung bereits bei niedrigen Chlorid-Frachten hohe Konzentrationen erreichen können. Vielfach werden diese Bäche aber im regulären Monitoring nicht erfasst. Unter den in der wisa-Datenbank erfassten Messstellen (http://wisa.lebensministerium.at/article/archive/13193) wurden in den letzten Jahren nur vereinzelt Konzentrationen über 200 mg L^{-1} gemessen. Beispiele sind die Lainsitz (September 2000: 226 mg L^{-1}), der Petersbach östlich von Vösendorf (Dezember 2010: 329 mg L^{-1}), der südburgenländische Grieselbach (Februar 2010: 367 mg L^{-1}), der Rußbach (August 2007: 445 mg L^{-1}) oder die Pulkau im nördlichen Weinviertel (bis 557 mg L^{-1}). Extremwerte wurden im Spätwinter 2012/2013 in kleinen Bächen in Autobahnnähe mit bis zu 2.2 g L^{-1} Chlorid und elektrischen Leitfähigkeiten bis >5000 µS cm^{-1} gemessen (unpubl.).

2.5.2 Stehende Gewässer

Seen und Teiche sind meist über Vorfluter von Salzableitungen betroffen. Oft liegen die Veränderungen im untersten Konzentrationsbereich; Auswirkungen sind hier entsprechend schwer nachweisbar. Dennoch beurteilen Likens & Buso (2010) den Anstieg der Chlorid-Konzentration im berühmten Mirror Lake im Yosemite National Park von <1 auf über 4 mg L^{-1} bereits kritisch, ebenso Müller & Gächter (2012) die Chlorid-Zunahme im Bodensee von 2.5 mg L^{-1} im Jahr 1961 auf 6.1 mg L^{-1} im Jahr 2007. Die Autoren der Bodensee-Studie quantifizierten die Herkunft der Chlorid-Frachten und führen 52% des Gesamteintrags in den Bodensee (101 000 t Chlorid pro Jahr) auf die Salzstreuung im Einzugsgebiet zurück, 23% auf Abwasser, 11% auf landwirtschaftliche Einträge, 9% auf natürliche Verwitterung und 3% auf atmosphärische Einträge. Die Autoren schätzen weiter, dass 65% des pro Jahr auf Straßen ausgebrachten Salzes binnen eines Jahres den Bodensee erreicht, während 35% vorübergehend in Boden und Grundwasser verbleiben und den See erst verzögert erreichen.

Vergleichbare Entwicklungen sind aus Schweizer Seen bekannt, wo die Chlorid-Konzentrationen von 1–4 mg L^{-1} in den 1940er Jahren auf bis 20 mg L^{-1} anstiegen (Boller & Bryner 2011). Die vermutlich umfangreichste Studie über den Salzeinfluss auf Seen führten Bækken & Haugen (2006a *cit.* in Amundsen *et al.* 2010) in Skandinavien durch. Sie untersuchten über 59 Seen (ausgewählt aus einem Datensatz von 2000 Seen) in Entfernung bis 200 m von der Quelle und wiesen vielfach signifikant erhöhte Chlorid-Konzentrationen nach, wenngleich oft im unteren Konzentrationsbereich.

Höhere Konzentrationen sind aus kleinen Seen und Teichen bekannt, in der Nähe von stark befahrenen Straßen bis zu 4 g L^{-1} und in städtischen Seen bis zu 5 g L^{-1} (CCME 2011b; Rosenberry *et al.* 1999; Thunqvist 2003b). Im grundwassergeprägten, ab- und zuflusslosen Fonda Lake in Michigan fanden Tuchman *et al.* (1984) in einer paläolimnologischen Studie über 32 Jahre eine Verschiebung in der

Artenzusammensetzung von Kieselalgen infolge des Einflusses durch ein nahe gelegenes Salzdepot. Die Chlorid-Konzentration beträgt in diesem See heute 235 mg L^{-1} gegenüber 12–15 mg L^{-1} in typische Seen im Umland.

Kritisch sind die erhöhten Chloridwerte weniger aufgrund der Konzentrationen an sich als in Hinblick auf mögliche Auswirkungen auf das Schichtungsverhalten der Seen. Eine stabile thermische Schichtung mit Temperaturunterschieden von 20°C an der Oberfläche und 4 °C im Hypolimnion entspricht einem Dichteunterschied, der einer NaCl-Zugabe von 2 g L^{-1} (= ca. 1.2 g L^{-1} Chlorid) entspricht ($\Delta\rho$ = 0.002 g cm^{-3}). Solche Konzentrationen sind in Seen zwar nicht zu erwarten. Ein Konzentrationsunterschied bei Chlorid von 160 mg L^{-1} (264 mg L^{-1} NaCl; bei 0°C) bedingt jedoch einem Dichteunterschied, der auch bei einer Temperaturdifferenz zwischen 5 und 10 °C gegeben ist. Im Herbst kann das eine vollständige Durchmischung eines tieferen Gewässers verzögern und erschweren.

In der Tat wurden in einer Reihe von Studien veränderte Schichtungen nach der Wintersalzstreuung nachgewiesen (Novotny 2009; Novotny & Stefan 2010; Rimmer *et al.* 2005), teweilse sogar meromiktische Verhältnisse (Kjensmo 1997; Ramakrishna & Viraraghavan 2005). Die Folge waren verstärkte Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser (Bækken & Haugen 2006a, 2006b *cit*. in Amundsen *et al.* 2010 und Wike *et al.* 2012). In den Cascade Lakes in New York hatte dies letztlich negative Auswirkungen auf die Population des Amerikanischen Seesaiblings *Salvelinus namaycush* (Langen *et al.* 2006). Nach Environment Canada (2010) wiesen Seen, die infolge der Salzstreung meromiktisch geworden waren, Chlorid-Konzentrationen von 104 bis 260 mg L^{-1} im Mnomilimnion auf (Environment Canada 2010). Dies deckt sich in der Größenordnung mit der oben angestellten Überschlagsrechnung.

In Österreich ist die Chlorid-Belastung des Traunsees gut untersucht. Sie ist eine Folge von Einleitungen der Solvay in Ebensee. In den 1970er Jahren lag die Chlorid-Konzentration im Hypolimnion bei über 150 mg L^{-1}, was Auswirkungen auf die Dichte und das Mischungsverhalten des Sees (Dobesch 1980) und in weiterer Folge auf die Sauerstoff-Situation hatte (Schay *et al.* 2010). Eine merkliche „Erosion“ der Grenzschicht zum salzhältigen Hypolimnion wurde erst nach Einstellung der Sodafabrikation der Fa. Solvay im Jahr 2005 in den letzten Jahren beobachtet (Achleitner *et al.* 2008).

Ein Spezialfall ist der Hallstätter See, in dem nach einem Gebrechen im Salzbergbau im Oktober 2005 über Grund in 125 m Tiefe eine maximale Leitfähigkeit von 524 µS cm^{-1} und eine Chlorid-Konzentration von >100 mg L^{-1} gemessen wurde (Gassner *et al.* 2006). Auch hier kam es zu Verschlechterungen im Sauerstoff-Budget, in der Folge auch zu negativen Auswirkungen auf die zoobenthische Besiedlung. 2007 und 2008 lagen die Jahresmittelwerte über Grund bereits wieder bei 23 bzw. 13 mg L^{-1} (Schay *et al.* 2010).

Die beiden Beispiele sind in Österreich eher als Ausnahme zu sehen. Insgesamt spielt die Salzbelastung, und insbesondere jene aus winterlicher Salzstreuung, für stehende Gewässer hierzulande keine nennenswerte Rolle.

2.6 Zusätze zum Streusalz

Streusalz enthält üblicherweise Zusätze, über die vergleichsweise wenige bekannt ist. Das können bis zu einigen Prozent unlösliche Bestandteile (Ton) sein, daneben aber andere Salze wie z.B. Calciumsulfat oder Gips. In geringen Anteilen (einige 10 bis 100 ppm) können auch Antibackmittel zur Verbesserung der Rieselfähigkeit und Farbstoffe zur Vergällung und Kennzeichnung beigegeben sein (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1999).

Als Antibackmittel werden meist Additive auf Ferrocyanidbasis eingesetzt, wie Geldnatron (Natriumhexacyanoferrat(II), $Na_4[FeCN)_6]$) oder Gelbes Blutlaugensalz ($K_4[Fe(CN)_6]$. Nach Boller & Bryner (2011) sind die gut wasserlöslichen Eisencyanidsalze in ihrer stabilen Komplexform nicht sehr toxisch, allerdings wird schätzungsweise 50% unter Lichteinwirkung zum Cyanwasserstoff photooxidiert, welches wiederum sehr toxisch ist. Damit ist ein grundsätzliches Risiko zur Freisetzung von Cyanid verbunden (Environment Canada 2001; Ramakrishna & Viraraghavan 2005). In einer Studie von Pandolfo *et al.* (2012) waren die Auswirkungen der Ferrocyanidzusätze allerdings vernachlässigbar im Vergleich zur Wirkung des Natriumchlorid. Die Autoren vermuten, dass das Cyanid aufgrund der sehr geringen Mengen höchstwahrscheinlich keine signifikante Bedrohung für aquatische Organismen darstellt. Diese Einschätzung teilen auch Boller & Bryner (2011). Anders wird das Risiko von Winkler & Forte (2011) eingeschätzt. Sie berufen sich auf eine Studie von Calfee & Little (2003) über die Wirkung von Ferrocyanid auf die Kaulquappen zweier nordamerikanischer Amphibien, des im Süden der USA beheimateten Südlichen Leopardfrosches *(Rana sphenocephala)* und der Kalifornischen oder Westlichen Kröte *(Bufo boreas)*. Die 96-h LC_{50}-Konzentration für diese beiden Arten betrug 24.5 mg L^{-1} and 12.7 mg L^{-1}. Nachdem 1 kg handelsübliches Streusalz 20 mg Ferrocyanid enthält, sind kritische Ferrocyanid-Konzentrationen bereits bei vergleichsweise niedrigen Salzkonzentrationen möglich.

2.7 Salzstreuung – eine Kostenfrage

An der Sinnhaftigkeit des winterlichen Einsatzes von Streusalz besteht kein Zweifel. Der Winterdienst senkt die Unfallrate um 80–85% des Wertes vor der Streuung. Auch ein verringerter Kraftstoffverbrauch infolge des verbesserten Verkehrsflusses nach der Streuung wird als Argument ins Treffen geführt (Hoffmann *et al.* 2011). Dass der Einsatz jedoch so gering wie möglich gehalten sollte, hat aus Sicht der Straßenbetreiber zunächst ökonomische Gründe. In Österreich verursacht der Winterdienst rund 20% der Betriebskosten auf Autobahnen und Schnellstraßen sowie 25–30% auf Landesstraßen (Hoffmann *et al.* 2011).

Viel schwieriger zu bewerten sind die „versteckten Kosten“ des Salzeinsatzes wie Korrosion oder ökologische Auswirkungen. Sie werden beispielsweise von Fay & Shi (2012) als wesentlich höher eingeschätzt als die direkten Kosten, in der Öffentlichkeit aber nicht als solche wahrgenommen. Umweltökonomische Gesamtrechnungen, wie sie in anderen Bereichen und für globale Energie- und Stoffströme zunehmend an Bedeutung gewinnen (European Commission 2012; European Communities 2009), gibt es für den winterlichen Streusalzeinsatz nicht. Somit überwiegen in der Diskussion um alternative Streumittel gegenüber den, auch mit diesen verbundenen, ökologischen

Risiken vor allem monetäre Argumente. Zur Frage alternativer Streumittel siehe Amundsen *et al.* (2010), Bang & Johnston (1998), CCME (2011a), Corsi *et al.* (2006, 2009), Fay & Shi (2012), Findlay & Kelly (2011); Fischel (2001), Ramakrishna & Viraraghavan (2005) und Stundner *et al.* (2011).

3 Physiologische Wirkung und Anpassungsmechanismen

3.1 Osmoregulation

3.1.1 Vorbemerkung

Chlorid ist ein essenzielles Element für aquatische und terrestrische Organismen und stellt für Tiere und den Menschen das wichtigste extrazelluläre Anion dar. Es ist hoch mobil und spielt im Tierreich eine Schlüsselrolle bei der Aufrechterhaltung des osmotischen Drucks, der Wasserbilanz und des Säure-Basen-Gleichgewichts. Chlorid ist aber auch für die Nierenfunktion, bei neurophysiologischen und enzymtischen Prozessen und in der Ernährung von Bedeutung (Nagpal *et al.* 2003; Somero & Yancey 1997). Ein Übermaß von Chlorid oder schwankende Chlorid-Konzentrationen kann jedoch Probleme für aquatische Organismen nach sich ziehen; Störungen in der interzellulären Ionenbilanz können Wachstum und Reproduktion beeinträchtigen und letztlich zum Tod führen. Für alle im Wasser lebenden Organismen ist daher Osmoregulation eine wesentliche Aufgabe.

3.1.2 Salzstress bei Algen und Höheren Wasserpflanzen

Änderungen des Salzgehalts im Umgebungswasser lösen bei Algen und Höheren Wasserpflanzen Stress aus, der aus dem Ungleichgewicht zwischen intra- und extrazellulärer Konzentration anorganischer Ionen herrührt. Hohe externe Salzkonzentrationen können gravierende Auswirkungen auf verschiedene Stoffwechselvorgänge, auf die Photosynthese, die Membranlipidbiosynthese sowie auf den Proteinumsatz und die Proteinfaltung haben (Beisel *et al.* 2011). Die Folge erhöhter Außenkonzentrationen sind Wasseraustritt oder Verringerung des Zellvolumens – zumindest so lange, bis die Zellhomöostase wiederherstellt ist.

Konkret beeinflusst ein veränderter Salzgehalt im umgebenden Milieu die intrezelluläre Homöostase in dreierlei Weise (nach Beisel *et al.* 2011):

- Es findet eine Retraktion des Plasmalemmas statt (bei hyperosmotischen Bedingungen) oder es dringt Wasser ein (bei hypoosmotischen Bedingungen), was den Turgordruck erhöht.
- Es kommt zu einem Verlust oder Eindringen anorganischer Ionen mit negativen Auswirkungen auf die Hydratationssphäre um Proteine und andere Makromoleküle. Dadurch wird deren Funktionsfähigkeit beeinträchtigt.
- Die selektive Ionendurchlässigkeit der Membran kann zu Veränderungen der intrazellulären Ionenzusammensetzung und ebenso zu beeinträchtigter Funktionsfähigkeit führen.

3.1.3 Osmoregulation bei Tieren im Süßwasser

Süßwassertiere stehen in einer grundlegend anderen Ausgangslage als Pflanzen, da die Salzkonzentration in ihrem Körperinneren im Süßwasser höher ist als jene des Umgebungsmediums. Es besteht daher ein Druck zum Ausgleich dieses Konzentrationsgefälles, sei es durch Abgabe von Ionen oder Aufnahme von Wasser. Damit dies nicht eintritt und die Konzentrationen der Ionen im richtigen Verhältnis erhalten bleiben, haben Tiere verschiedene Anpassungsmechanismen entwickelt. Es lassen sich zwei grundlegende Strategien unterscheiden: die Regulierung des Wasserhaushalts und die Regulierung der Ionenaufnahme (Chadwick *et al.* 2002). Süßwasserfische trinken beispielsweise so gut wie kein Wasser, um eine „Verdünnung" ihrer Körperflüssigkeit zu vermeiden (Hwang & Lee 2007 *cit*. in Beisel *et al*. 2011). Alternativ kann überschüssig aufgenommenes Wasser, das durch osmotischen Druck in einen Süßwasserorganismus eindringt, durch die Produktion eines verdünnten Urins wieder abgegeben werden.

Die Ionenaufnahme erfolgt entweder über die Nahrung oder aktiv über bestimmte Strukturen an der Körperoberfläche. Es enthalten mitochrondrienreiche Zellen, die bereits früh als wesentlich für die Salzaufnahme erkannt wurden (Key 1931; Keys & Wilmer 1932; McCormick 2001; Perry 1997). Diese so genannten Chloridzellen befinden sich bei Insekten teilweise an den Coxen und am Thorax (Eintagsfliegen), an den Analpapillen (Larven von Büschel- und Zuckmücken), auf den Abdominalsegmenten *(Limnephilus stigma)*, im Rectum oder an Rectalkiemen (Libellenlarven), mitunter aber auch über den ganzen Körper verteilt wie bei der Steinfliege *Trinotoperla* und den Wasserwanzen *Notonecta* und *Naucoris*, oder zumindest auf der Dorsalseite des Körpers (Plathelminthes). Bei Crustaceen können Chloridzellen auf den Epipoditen (Cladocera) oder an zentralen Kiemenfilamenten *(Procambarus)* liegen (Hamilton *et al.* 1975; Kefford *et al.* 2011b). Fische haben ausschließlich auf ihren Kiemen Chloridzellen.

Nicht immer sind Lage und Ausdehnung der Chloridzellen im Laufe der Ontogenese gleich. So verfügen beispielsweise juvenile Ketalachse *(Oncorhynchus keta)* über mehr Chloridzellen als adulte Fische, was die höhere Salztoleranz erklärt. Adulte Ketalachse verlieren nach Uchida *et al.* (1997) zum Teil die Fähigkeit zur Hypoosmoregulation. Umgekehrt könnte sich Salzstress auch in einer Veränderung der Ausdehnung des von Chloridzellen eingenommenen Bereichs widerspiegeln (Kefford *et al.* 2011b; Wichard 1975).

Die Ionenaufnahme von Chlorid, Natrium und Calcium gegen einen Konzentrationsgradienten benötigt viel Energie (daher auch die hohe Anzahl an Mitochondrien; Beisel *et al.* 2011). Es verwundert daher nicht, dass ein leicht erhöhter Salzgehalt für viele Organismen eine Erleichterung mit sich bringt. Bei einer Reihe von Wirbellosen ist bekannt, dass sie bei höherem Salzgehalt ein verbessertes Wachstum zeigen (Clark *et al.* 2004; Hassell *et al.* 2006; Kefford & Nugegoda 2005). Nach Beisel *et al.* (2011) ist sowohl mit geringen Salzkonzentrationen (aufgrund einer hyperosmotischen Regulation) als auch mit hohen Salzkonzentrationen (aufgrund einer hypoosmotischen Regulation) ein vergleichsweise starker Stress durch die notwendige Osmoregulation verbunden.

3.2 Anpassungmechanismen bei erhöhten Salzgehalten

3.2.1 Adaption und Akklimatisation

Wenn von Anpassung an hohe Salzkonzentrationen die Rede ist, muss zwischen Adaption und Akklimatisation unterschieden werden. Als Adaption (oder Adaptation) bezeichnet man eine genetisch erworbene Anpassung, beispielsweise eine verringerte Permeabilität der Cuticula bei vielen Insekten (Zalizniak *et al.* 2009) oder die Fähigkeit Dauerstadien auszubilden. Akklimatisation hingegen beschreibt die unmittelbare Reaktion eines Lebewesens auf einen Umweltreiz, seien es mit physiologischen Anpassungen oder durch Verhaltensweisen wie Vergraben oder (z.B. bei flugfähigen Insekten) einem Wechsel des Wohngewässers (Scudder 1983).

Unabhängig von der Art der Anpassung kommt oft dem Zeitfaktor eine wichtige Rolle zu. Eine langsame „Gewöhnung“ an eine Salzbelastung erhöht die Toleranz, ist allerdings auch mit erhöhtem Energieaufwand verbunden, der sich negativ auf die langfristige Überlebensrate auswirken kann (Dunlop *et al.* 2005). Die längerfristige Exposition gegenüber Salz kann aber auch die Toleranz erhöhen (Hart *et al.* 1991). Fraglich ist, die Fähigkeit zur Akklimatisation innerhalb einer Art genetisch variabel ist. Es gibt Hinweise auf eine klonale Differenzierung (Ortells *et al.* 2005), aber auch gegenteilige Ansichten (Loureiro *et al.* 2012). Aladin & Potts (1995) konnten bei *Daphnia pulex* klonale Unterschiede in der Salztoleranz nachweisen.

Auf Grundlage von Freilandbeobachtungen lassen sich Adaption und Akklimation oft nicht sicher trennen. Gandolfi *et al.* (2001) fanden bei Brackwasserpopulationen des Muschelkrebses *Darwinula stevensoni* eine höhere Salztoleranz als bei Süßwasserpopulationen. Ebenso tolerierten juvenile Tiere aus einer küstennahen Population des Amerikanischen Flussbarsches *(Perca flavescens)* eine um 2–3‰ höhere Salinität als Vertreter der gleichen Art aus dem Süßwasser (Brown *et al.* 2001; Victoria *et al.* 1992, beide *cit.* in Jacobsen *et al.* 2007). Inwieweit diese Unterschiede durch genetische Adaption oder durch Akklimatisation bedingt sind, kann nicht sicher gesagt werden. In Laborversuchen konnte jedoch Dreikantmuscheln *(Dreissena polymorpha)* noch bei 7‰ reproduzieren, sofern sie langsam an den erhöhten Salzgehalt adaptiert waren; andernfalls nur bis 3.5‰. Erste Effekte (geringere Beweglichkeit der Samenzellen) waren im Labor bereits bei 1.5‰ erkennbar; im Freiland wurde die Art im Hudson-River-Ästuar bis 6‰ nachgewiesen (Fong *et al.* 1995).

Die Tatsache, dass viele Organismen zwar bei langsamer Gewöhnung erhöhte Salzgehalte tolerieren, nicht jedoch kurzfristigen Salzstress, macht man sich in der Bekämpfung von Neozoen zunutze. Sie sind in den vergangenen Jahren vielerorts zunehmend zum Problem geworden. Als Empfehlung gegen eine zunehmende Ausbreitung beispielsweise von neobiotischen Flohkrebse (Amphipoda), Schwebegarnelen (Mysida), planktischen Blattfußkrebsen („Cladocera“) oder Rädertieren (Rotifera) wurde von Brooks *et al.* (2008) und Ellis & MacIsaac (2009) für die Großen Seen Nordamerikas ein Austausch des Ballastwassers von großen Schiffen mit Meerwasser empfohlen. Nach Briski *et al.* (2010) konnte damit die Wahrscheinlichkeit einer verstärkten Verschleppung von Neozoen deutlich verringert werden. Als Mittel zum „Neozoen-Management“ wird ein Wechsel des Ballastwassers auch von Ovčarenko *et al.* (2006) für die Ostsee diskutiert. Gänzlich vermeiden lässt sich die Ausbreitung mit dieser Methode vermutlich nicht, was an der beachtlichen Salztoleranz von Diapause-Stadien

(Dauereiern) liegen dürfte. Letztlich reichen für eine Invasion auch wenige Individuen (Bailey *et al.* 2004).

3.2.2 Physiologische Anpassungen – „compatible solutes“

Die beste Apassung an widrige Umweltbedingungen ist deren Vermeidung, wobei hier naturgemäß mobile Formen im Vorteil sind. Eine andere Methode ist das „Aussitzen“ ungünstiger Verhältnisse in Form von Dauerstadien (Dunlop *et al.* 2005). Ist es jedoch einmal zur unwünschten Akkumulation von Salz im Blut, in der Hämolymphe oder in die pflanzliche Zelle gekommen, so gibt es verschiedene Möglichkeiten, um das osmotische Gleichgewicht wieder herzustellen. Manche Höhere Wasserpflanzen können Salz über die Wurzeln oder über Salzdrüsen in den Blättern ausscheiden (Beisel *et al.* 2011), andere speichern die überschüssigen Ionen in der Vakuole. Osmotischer Stress kann auch eine reduzierte Transpiration und ein verstärktes Wurzelwachstum auslösen, um durch die verstärkte Wasseraufnahme und verringerte -abgabe den osmotischen Stress zu kompensieren (Haller *et al.* 1974). Eine Anpassung des Zellvolumens tolerieren hingegen nur wenige Gruppen, so beispielsweise Euglenophyceen (Gonzales-Moreno *et al.* 1997).

Einer der wichtigsten Anpassungsmechanismen bei Bakterien, Pflanzen und Tieren ist die Akkumulation von Stressproteinen oder anderen Osmolyten. Sie werden auch als „compatible solutes“ bezeichnet und stellen das osmotische Widerlager zu den anorganischen Ionen dar. Der entscheidende Vorteil der Osmolyte gegenüber den anorganischen Ionen liegt darin, dass sie die Enzymaktivität nicht stören und bei physiologischem pH-Wert elektrisch neutral sind – daher „kompatibel“ (DasSarma & Arora 2001).

Meist handelt es sich bei „compatible solutes“ um niedermolekulare, gut lösliche organische Verbindungen. Das häufigste „Stressprotein“ ist Prolin. Es werden aber auch andere Aminosäuren wie Serin, Alanin und Glycin gebildet, weiters verschiedene Polyole wie Glycerol, Zucker wie Trehalose oder Saccharose, Methylamine und Glycinbetain (Baginski & Pierce 1977; Bishop *et al.* 1994; Burton 1991; DasSarma & Arora 2001; Garret & Bradley 1987; Hochachka & Somero 1984; Whatmore *et al.* 1990). Bemerkenswerterweise verwenden Pro- und Eukaryoten oftmals ähnliche oder gleiche Osmolyte (Somero & Yancey 1997).

„Compatible solutes“ werden innerhalb der Zellen akkumuliert, die extrazelluläre Flüssigkeit bleibt demgegenüber unreguliert und gleicht sich sowohl hinsichtlich der Osmolalität als auch der Ionenzusammensetzung der Umgebung an (Burton 1983). Intrazellulär kann die Konzentration hingegen bis zum 50-fachen der Konzentration im Süßwasser reichen (Garrett & Bradley 1987; Patrick & Bradley 2000). Die kompatiblen Solute werden teilweise in der Zelle synthetisiert oder aus anderen Verbindungen durch Degradation produziert – im Falle von Prolin ist die Synthese aus Glutamat entscheidend (Patrick & Bradley 2000) –, sie können aber auch aus der Umgebung aufgenommen werden (DasSarma & Arora 2001). Letzteres ist energetisch günstiger als die Synthese, vor allem wenn es eigene Transportsysteme gibt, wie dies unter anderem von halotoleranten Blaualgen bekannt ist (Schagerl 2006).

Der unterschiedlich hohe Energieaufwand und die Effizienz der „compatible solutes“ entscheidet letztlich nicht unwesentlich darüber, wie tolerant eine Art gegenüber erhöhten Salzgehalten in der

Umwelt ist. Nach Schagerl (2006) wurden beispielsweise unter den Algen insgesamt rund 20 Molekülsorten als „compatible solutes“ identifiziert, wobei Disaccharide die geringste Wirkung gegenüber Salzstress zeigen, aber in der Herstellung sehr energieaufwendig sind. Das beste „Preis-Leistungs-Verhältnis” weist Glycerol auf, das nur von Eukaryota synthetisiert werden kann und für dessen Herstellung rund 30 ATP benötigt werden (Schagerl 2006).

Dieser „physiologische Energieaufwand“ für die Osmoregulation wird von manchen Autoren als außerordentlich hoch eingeschätzt, teilweise mit 20 bis >50% des gesamten Energiebudgets. Nach neueren Studien dürfte diese Zahl aber zu hoch angesetzt sein und eher bei ca. 10% liegen (Boeuf & Payan 2001).

3.2.3 Konformer und Regulierer

Arten, welche die Osmolarität in ihrem Körperinneren an die Verhältnisse im Umgebungsmedium anpassen und beispielsweise durch „compatible solutes“ erhöhen, nennt man Osmokonformer. Ihnen stehen die Regulierer gegenüber, welche die osmotische Konzentration innerhalb eines bestimmten Bereichs weitgehend konstant halten.

Viele Bakterien und einzellige Algen zählen zur Gruppe der Konformer, es gibt darunter aber auch höher entwickelte Gruppen. Konkret nachgewiesen ist dies unter anderem für manche Rädertiere (Bayly 1972), die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (Dietz *et al.* 1996), verschieden Kleinkrebse (Bayly 1972), einige Libellenarten (Stobbart & Shaw 1974), Wasserwanzen (Scudder *et al.* 1972), Köcherfliegen (Sutcliffe 1961), Chironomiden und Ceratopogoniden (Bayly 1972; Garrett & Bradley 1987; Patrick & Bradley 2000). Manche Arten sind im hypotonischen Medium Regulierer, wechseln aber auch im hypertonischen Bereich zum Typ des Konformers (Garrett & Bradley 1987).

3.3 Wechselwirkungen mit anderen Umweltfaktoren

3.3.1 Ionenzusammensetzung und pH-Wert

Es gibt eine Vielzahl von Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Salze auf aquatische Organismen. Sowohl auf Populationsebene als auch in Hinblick auf intraspezifische Unterschiede ist die Ionenzusammensetzung einen wesentlicher Umweltfaktor (Dietz *et al.* 1996; Goodfellow *et al.* 2000; Herbst 2001; Kefford *et al.* 2004b; Weber-Scannell & Duffy 2007).

Man muss daher davon ausgehen, dass allgemeine Angaben zur Toxizität bei einer bestimmten Leitfähigkeit oder einem bestimmten Gesamtsalzgehalt nur eine Größenordnung der tatsächlichen Wirkung wiedergeben. In welchem Ausmaß sich unterschiedliche Chloridsalze auswirken, ist nur ansatzweise bekannt. Eine umfangreiche Vergleichsstudie stammt von Dowden & Bennett (1965), welche Angaben zur Toxizität von 86 Chemikalien gegenüber neun aquatischen Textorganismen zusammenfassten. Sie verdeutlicht, dass Chlorid je nach Kombination mit unterschiedlichen Kationen (NaCl, KCl, $CaCl_2$, $MgCl_2$) sehr toxisch wirkt. Nach Kefford *et al.* (2004b) ist Meerwasser weniger toxisch als NaCl alleine. Gillis (2011) stellte fest, dass die Toxizität von Natriumchlorid gegenüber Süßwassermuscheln um ein Mehrfaches höher ist, wenn natürliches Flusswasser anstatt „künstlich

zusammengesetztes“ Wasser als Ausgangsbasis verwendet wird. Zu ähnlichen Befunden, wenngleich mit weniger drastischen Unterschieden, kam Kefford (2000) in Labortests mit *Daphnia carinata*. Je nach Verwendung von Aquariumwasser oder natürlichem Meerwasser (bei gleicher Gesamtkonzentration) differierte die 48h-LC_{50}-Konzentration zwischen 5.3 und 7.7 g L^{-1} Salzgehalt (bzw. 8 480 und 12 320 µS cm^{-1} Leitfähigkeit).

Zum Teil dürften die Unterschiede in der Ionenzusammensetzung vor allem im chronischen, subletalen und weniger im akuten Toleranzbereich relevant sein (Kefford *et al.* 2007a). Zalizniak *et al.* (2006) fand beispielsweise in 96h-LC_{50}-Tests keine Unterschiede in der Empfindlichkeit von *Physa acuta* gegenüber Salzgehalt in unterschiedlichen Ionenverhältnissen; sehr wohl wurden hingegen bei chronischen Langzeittests Unterschiede im Wachstum und in der Schalenstärke nachgewiesen (Zalizniak *et al.* 2007). Es gibt aber auch Hinweise, dass Kieselalgen mindestens so empfindlich auf die Ionenzusammensetzung reagieren wie auf den Gesamtsalzgehalt (Roux *et al.* 1991; Servant-Vildary & Roux 1990; Sylvestre *et al.* 2001).

Im Vergleich der verschiedenen Ionen vermutet Bayly (1969), dass monovalente Ionen toxischer sind als bivalente und daher das Verhältnis (Na + K) : (Mg + Ca) zur Bestimmung der Toxizität eines Gewässers von Bedeutung sein könnte. Nach Untersuchungen von Dietz *et al.* (1996) an *Dreissena polymorpha* ist auch die Na : K-Relation entscheidend. In Freilandstudien beobachteten Burnham & Peterka (1975 *cit*. in Dunlop *et al.* 2005), dass die in Nordamerika beheimatete Dickkopfelritze *Pimephales promelas* in Natrium-Sulfat-Gewässern von Saskatchewan einen Gesamtsalzgehalt von 15 g L^{-1} tolerierte, während die gleiche Art in Sodagewässern (Natrium-Hydrogenkarbonat) in Nebraska nur bis 2 g L^{-1} vorkam.

In einem Dokument der SETAC (2004) zur Problematik der „ion imbalance“ gehen die Autoren von einer abnehmenden Toxizität bei *Ceriodaphnia dubia* in folgender Reihenfolge aus: Kalium > Hydrogenkarbonat > Magnesium > Chlorid > Sulfat > Bromid. In Labortests mit der Eintagsfliege *Tricorythus* sp. stellten Goetsch & Palmer (1997) hingegen eine markant höhere Toxizität von Natriumsulfat (Na_2SO_4) gegenüber Natriumchlorid fest.

Nagpal *et al.* (2003) geben für die Toxizität verschiedener Kation-Chlorid-Salze eine ähnliche Reihung wie SETAC (2004) an: KCl > $MgCl_2$ > $CaCl_2$ > NaCl. Auch nach Trama (1954) nahm die Empfindlichkeit des Blauen Sonnenbarschs *(Lepomis macrochirus)* in der Abfolge KCl > $CaCl_2$ > NaCl zu. In Akuttests an der Dickkopfelritze *Pimephales promelas* betrugen die 96h-LC_{50}-Werte (jeweils als Chlorid) für KCl 419 mg L^{-1}, für $MgCl_2$ 1579 mg L^{-1}, für $CaCl_2$ 2958 mg L^{-1} und für NaCl 3876 mg L^{-1} (Mount *et al.* 1997 *cit*. in Kennedy 2002).

Zur unterschiedlichen Toxizität von Chlorid in Abhängigkeit von der Ca-Konzentration bzw. der Wasserhärte gibt es mittlerweile eine Reihe von Hinweisen. So stellten Linton *et al.* (2008) für *Ceriodaphnia dubia* eine um ca. 100% höhere LC50-Konzentration bei einer Härte von 600–800 mg L^{-1} $CaCO_3$ als bei 50 mg L^{-1} $CaCO_3$ fest. Beim Wenigborster *Tubifex tubifex* veränderte sich die Toxizität um 50%, keine Effekt wurde bei der Tellerschnecke *Gyraulus parvus* nachgewiesen. In den Studien von Gillis (2011) wurde an Glochidien von nordamerikanischen Muscheln der Art *Lampsilis siliquoidea* eine deutlich geringere Toxizität bei härterem Wasser festgestellt; die EC_{50}-Konzentration für Chlorid stieg von 763 mg L^{-1} bei weichem Wasser über 1430 mg L^{-1} bei

mittelhartem bis 1962 mg L^{-1} bei hartem und 1870 mg L^{-1} bei sehr hartem Wasser. Eine reduzierte Toxizität von Kohleabwässern bei höherer Wasserhärte konnte auch von Kennedy (2002) nachgewiesen werden. In 96-h-Akuttests sank die Toxizität von Chlorid bei *Asellus communis* um den Faktor 1.6, wenn die Wasserhärte fünfmal so hoch wie im Kontrolltest war (Wurtz & Bridges 1961 *cit.* in Environment Canada 2011).

Die „positive" Wirkung von Calcium auf die Chlorid-Empfindlichkeit ist bei Algen sogar im untersten Konzentrationsbereich von Chlorid gegeben. Wike *et al.* (2012) fanden Dinoflagellaten und Kieselalgen in schwach gepufferten Gewässern erst ab zu einer Chlorid-Konzentration von 23–30 mg L^{-1}, während sie in calciumreichen Gewässern über 40 mg L^{-1} dominant vorkamen. Dieser geringe Unterschiede wurde auch in Labortests bestätigt.

Die Calcium-Abhängigkeit der Chlorid-Toxizität führte im Bundessatat Iowa in den USA letztlich dazu, die Grenzwerte von Chlorid in Abhängigkeit von Calcium (und in diesem Fall auch von Sulfat) festzulegen (Iowa Department of Natural Resources 2009; McDaniel 2009):

$$GW_{Cl_akut} = 287.8 \times Härte^{0.205797} \times Sulfat^{-0.07452}$$

$$GW_{Cl_chronisch} = 177.87 \times Härte^{0.205797} \times Sulfat^{-0.07452}$$

GW_{Cl} = Grenzwert für Chlorid [mg L^{-1}] bei akuter bzw. chronischer Belastung; Härte als $CaCO_3$ [mg L^{-1}]; Sulfat als SO_4 [mg L^{-1}]

Auch Elphick *et al.* (2011) wiesen eine starke Abhängigkeit der Chlorid-Sensitivität von der Wasserhärte nach (Abb. 8) und vermuten, dass die meisten Toxizitätsdaten aus Labortests zu konservativ sind, da sie zumeist mit mäßig hartem bis hartem Wasser durchgeführt wurden. Die daraus abgeleiteten Grenzwerte könnten demnach für weiche Gewässer nicht ausreichend sein. Die Autoren schlagen eine Umrechnung vor, die diesen Fehler kompensiert:

$$WQO_{Härte\ x} = 116.63 \times \ln(Härte\ x) - 204.09$$

WQO = water quality objective (Grenzwert); Härte als $CaCO_3$ [mg L^{-1}]

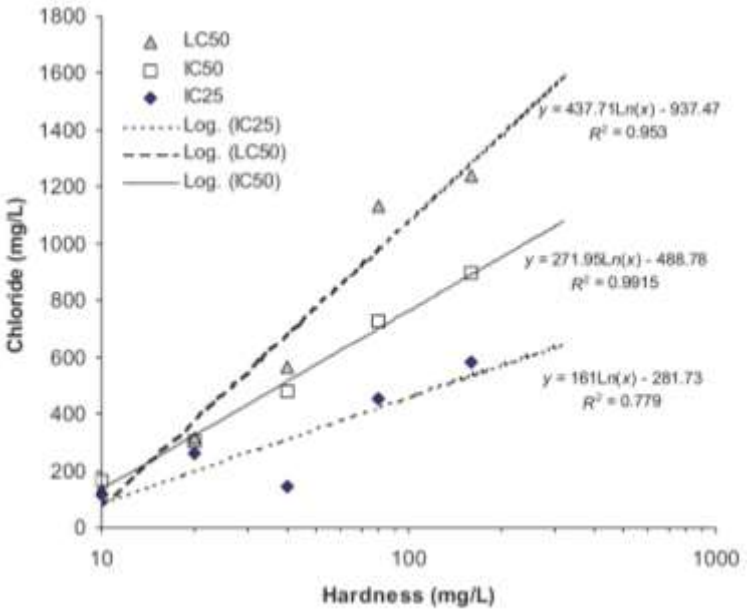


Abb. 8. Beziehung zwischen der Wasserhärte und der Empfindlichkeit gegenüber Chlorid, mit der Reproduktion (IC_{25} und IC_{50} „inhibition concentrations“) und der Mortalität (LC_{50}) als Endpunkten (aus: Elphick *et al.* 2011).

Neben der Ionenzusammensetzung beeinflusst auch das Säure-Basen-Gleichgewicht die Osmoregulation (Cameron & Iwama 1989 *cit*. in Zalizniak *et al.* 2009). Niedrige pH-Werte hemmen die Aufnahme von Natrium und erhöhen bei Süßwasserfischen und Cladoceren die Natriumverluste (Aladin & Potts 1995). Dennoch sind Einflüsse der pH-Werts auf die Salztoleranz innerhalb der natürlichen Bandbreite (pH 5–8) nicht gegeben und treten erst bei pH 10–11 auf (Zalizniak *et al.* 2009).

3.3.2 Temperatur

Es steht außer Frage, dass die Temperatur einen grundlegenden Einfluss auf physiologische Prozesse hat, was somit auch osmoregulatorische Prozesse wie den Wasser- und Ionenfluss, die Urinproduktion oder die Bildung von Osmolyten betrifft (Dorgelo 1981). Der konkrete Einfluss der Temperatur auf die toxische Wirkung von Salz bei hohen Konzentrationen wird jedoch in der Fachliteratur widersprüchlich diskutiert. Manche Studien legen nahe, dass die Toxizität bei niedrigen Temperaturen geringer ist, andere konnten eine gegenteilige Wirkung zeigen (Evans & Frick 2001; Kefford *et al.* 2007a).

Dorgelo (1974) konnte bei drei Gammaridenarten nur einen geringen Temperatureffekt auf die Salztoleranz feststellen. Auch Aladin & Potts (1995 *cit*. in Kefford *et al.* 2007a) fanden für einige Arten von Cladoceren innerhalb ihres normalen Temperaturbereichs keine oder allenfalls sehr geringe Auswirkungen der Temperatur auf die Osmoregulation. Bei anderen Arten stieg die Fähigkeit zur Osmoregulation hingegen bei höherer Temperatur – aufgrund „komplexer und unsicherer physiologischer Prozesse“ (Kefford *et al.* 2007a).

Einen grundsätzlichen Zusammenhang zwischen der Salztoleranz und der Temperatur wiesen hingegen Santamaría *et al.* (1992) bei drei Ostracodenarten (Muschelkrebse) in spanischen Salzseen

nach. Ähnliche Befunde ergaben die Untersuchungen von Kelts (1979) und Nelson *et al.* (1977, beide *cit*. in Benbow & Merritt 2004). Overton *et al.* (2008) fanden beim Flussbarsch eine geringere Salztoleranz bei höheren Temperaturen, Jørgensen (2009 *cit*. in Jacobsen *et al.* 2007) beim Hecht. Auch bei der Eintagsfliege *Hexagenia limbata* stieg die Mortalität gegenüber kritischen Salzkonzentrationen bei höheren Temperaturen an (Chadwick 1997). Ähnliche Befunde ergab die Studie von Kilgour *et al.* (1994) an der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha*. Beim Ruderfußkrebs *Boeckella hamata* ist die Überlebensrate bei hohen Salzgehalten und 10 °C signifikant höher als bei gleicher Konzentration und 20 °C (Hall & Burns 2001). Bonis *et al.* (1993) wiesen nach, dass die Salztoleranz von Makrophyten im Frühjahr höher war als im Herbst und schlossen daraus auf einen Zusammenhang zwischen der Salz-Sensitivität und der Temperatur.

Auch wenn die Befunde insgesamt nicht alle in die gleiche Richtung deuten, so scheint sich doch eine höhere Temperatur tendenziell negativ auf die Salztoleranz auszuwirken. In Hinblick auf die winterliche Salzstreuung kann daraus der Schluss gezogen werden, dass die niedrigen Temperaturen im Winter und zeitigen Frühjahr eher vorteilhaft für aquatische Organismen sind.

3.3.3 Schwermetalle, organische Schadstoffe und Nitrit

Neben der Chloridbelastung im Winter weisen Straßenabwässer oft hohe Schwermetall-Konzentrationen auf. Salz kann aber auch zur Mobilisierung von Schwermetallen im Boden beitragen, wenngleich es diesbezüglich teilweise widersprüchliche Befunde gibt (Schweiwiller *et al.* 2008). Grundsätzlich betrifft der bereits erwähnte Ionenaustausch im Boden nicht nur Alkali- und Erdalkalimetalle, sondern potenziell auch Schwermetalle wie Blei oder Cadmium (Jones *et al.* 1992 *cit*. in Findlay & Kelly 2011; Nelson *et al.* 2009; Warren & Zimmerman 1994). Deren Mobilisierung infolge des winterlichen Streusalzeinsatzes kann zum negativen „Nebeneffekt“ der eigentlichen Salzbelastung werden (Amrhein *et al.* 1992; Forman & Alexander 1998). Wang *et al.* (1991) berichten über eine erhöhte Rücklösung von Quecksilber durch Chlorid. Bauske & Goetz (1993) wiesen eine Mobilisierung von Zink und Cadmium durch Salz im Boden nahe Straßenrändern nach, ähnliche Befunde ergab die Arbeit von Shanley (1994 *cit*. in Löfgren 2001).

Unklar ist die toxische Wirkung der Schwermetalle durch den erhöhten Salzgehalt. Hall & Anderson (1995 *cit*. in Dunlop *et al.* 2005) fanden eine geringere toxische Wirkung von Schwermetallen wie Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink bei höherem Salzgehalt. Eine erhöhte Salinität (12 g L^{-1}) führte bei *Chironomus maddeni* zu erhöhter Bioakkumulation der Schwermetalle Kupfer und Zink, aber verringerter Bioakkumulation von Blei. Ein Effekt auf das Wachstum war bei 4 und 8 g L^{-1} Chlorid nicht gegeben (Bidwell & Gorrie 2006). Auch Galvez & Wood (1997) wiesen eine geringere Toxizität von Silber bei höheren NaCl- und KCl-Konzentrationen nach und führen das auf eine verringerte Verfügbarkeit von Silberionen zurück. Umgekehrt stiegen die 96-h LC_{50}-Konzentrationen von Silber bei der Regenbogenforelle um den Faktor 4.3, wenn die Chloridkonzentration von 50 mM auf 1 500 mM erhöht wurde; kein signifikanter Effekt wurde hingegen bei der Dickkopfelritze *Pimephales promelas* beobachtet (Bury *et al.* 1999). Erhöhte Konzentrationen gelöster Schwermetalle infolge hoher Salzkonzentrationen im Porenwasser führten beim Flohkrebs *Hyalella azteca* zu toxischen Effekten (Mayer *et al.* 1999 *cit.* in Environment Canada 2001).

Die toxische Wirkung von Schwermetallen kann allerdings durch andere Ionen verstärkt oder gemindert werden (Bongers *et al.* (2004). Nach Erickson *et al.* (1996 *cit*. in Weber-Scannell & Duffy 2007) erhöht sich die Kupfer-Toxizität durch Zugabe von KCl, verringert sich aber bei Zugabe von $CaCl_2$ und NaCl.

Wenig ist zur Wirkung von Salz auf die Verfügbarkeit und Toxizitzät organischer Schadstoffe bekannt. Dangé (1986 *cit*. in Dunlop *et al.* 2005) fand bei Exposition gegenüber Naphthalen eine erhöhte Mortalität von Tilapia *(Oreochromis mossambicus)* bei erhöhten Salzgehalten nach. Dassanayake *et al.* (2003 *cit*. in Dunlop *et al.* 2005) untersuchten den Zusammenhang zwischen der Wirkung von Atrazin und Salinität. Beim Wasserfloh *Daphnia carinata* nahem die toxische Wirkung mit steigendem Salzgehalt synergistisch zu, während die Effekte bei niedrigen Konzentrationen additiv waren.

In ihrer umfangreichen Review-Arbeit untersuchten Hall & Anderson (1995) die toxische Wirkung von anorganischen und organischen Verbindungen bei unterschiedlichen Salinitäten. In 55% der 173 untersuchten Datensätze stieg die Toxizität mit abnehmendem Salzgehalt an, in 27% gab es keine Korrelation, in 18% war eine positive Korrelation gegeben. Unter den Schwermetallen (z.B. Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Zn) nahm die toxische Wirkung bei erhöhten Salzgehalten mehrheitlich ab; die Autoren vermuten als Ursache eine größere Bioverfügbarkeit freier (d.h. toxischer) Metallionen bei niedrigem Salzgehalt. Für die meisten übrigen Chemikalien konnte kein einheitlicher Trend festgestellt werden. Eine Ausnahme waren Organophosphat-Insektizide, deren Toxizität mit steigender Salinität offenbar zunahm. Als entscheidendes Kriterium hinsichtlich der Toxizität war nach Hall & Anderson (1995) die Physiologie der Testorganismen: Euryhaline Formen kommen leichter mit anderen Belastungen wie Schwermetallen zurecht, wenn die Verhältnisse im Umgebungsmilieu isoosmotisch sind und die Organismen damit einem geringeren osmotischen Stress ausgesetzt sind. Entsprechend sind auch Fische bei mittlerer Salinität resistenter gegenüber anderen Chemikalien als bei sehr niedrigen oder hohen Salzgehalten. In der Interpretation der Wirkung von Schwermetallen oder anderen Schadstoffen bei unterschiedlichen Salzgehalten sind daher immer die ökologischen Rahmenbedingungen zu berücksichtigen.

Vergleichsweise gut ist die Wirkung von Chlorid auf die Nitrit-Toxizität bei Fischen untersucht (Kozák *et al.* 2005; Pištěková *et al.* 2005; Wang *et al.* 2006; Yanbo *et al.* 2006). Chlorid ist ein Konkurrent zur Nitritaufnahme über die Chloridzellen der Kiemen. Eine Erhöhung der Chlorid-Konzentration um 1 mg L^{-1} erhöht die 96h-LC_{50}-Konzentration von Nitrit-N um 0.29–2 mg L (Lewis & Morris 1986). Es gibt Hinweise darauf, dass Calcium die Effektivität von Chlorid als Nitrithemmer noch erhöht, allerdings ist der Mechanismus unklar (Tomasso *et al.* 1979). Alonso & Camargo (2008) belegten eine geringere Nitrit-Toxizität bei höheren Chlorid-Konzentrationen auch für Wirbellose. Die positive Wirkung von Chlorid (über eine Bandbreite der Konzentrationen von 27 bis 108 mg L^{-1}) war bei *Eulimnogammarus toletanus* (Amphipoda) höher als bei *Polycelis felina* (Tricladida), da letztere im Gegensatz zum Flohkrebs keine Kiemen mit Chloridzellen besitzt.

4 Salztoxizität und Salztoleranz bei aquatischen Organismen

4.1 Einleitung

Untersuchungen zur Salztoleranz und -toxizität haben eine lange Tradition. Nach Chapman (2000) wurden bereits von Aristoteles Süßwasserfische und „Blutwürmer“ (vermutlich rote Zuckmückenlarven) in Salzwasser versetzt, um ihre Reaktion zu beobachten. Das erste toxikologische Experiment wurde nach Rosenberg (1998 *cit.* in Mandaville 2002) im jahr 1816 publiziert; es beschrieb die längere Überlebensdauer von Süßwassermollusken in 2%- gegenüber 4%-Salzlösung.

Die Auswirkungen erhöhter Salinität auf die Physiologie einzelner Organismen und die Artenzusammensetzung aquatischer Lebensgemeinschaften ist also seit langem bekannt und wurden in zahllosen Studien belegt (z.B. Hassell *et al.* 2006; James *et al.* 2003; Kefford *et al.* 2006a; Kefford *et al.* 2003; Rundle *et al.* 1998; Short *et al.* 1991; Teschner 1995; Waterkeyn *et al.* 2008; Williams *et al.* 1999; Wright *et al.* 2006). Entlang eines Salinitätsgradienten manifestieren sich die unterschiedlichen Anpassungsmechanismen aquatischer Pflanzen und Tiere in einem Wechsel von Süßwasser-, Brackwasser- und marinen Arten, den Remane & Schlieper (1971) in ihrem bekannten Schema grafisch veranschaulichten. Dieses Schema wurde oftmals in Untersuchungen an Übergangsgewässern wiedergefunden (Abb. 9).

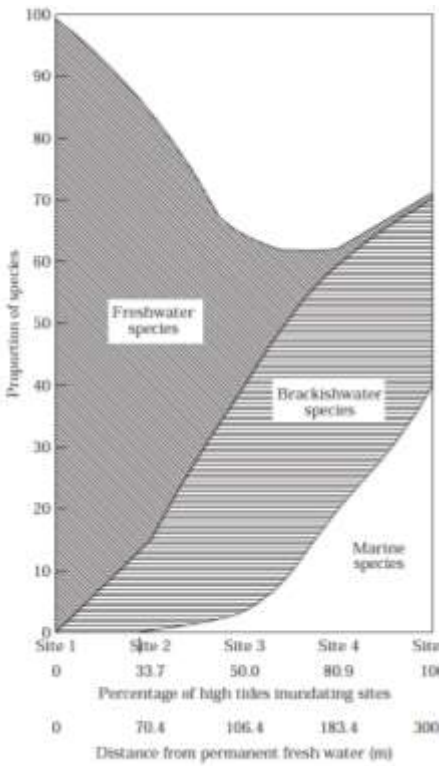


Abb. 9. Relative Anteile von Süßwasser-, Brackwasser- und marinen Arten entlang eines Salinitätsgradienten im Aber-Ästuar (Williams & Williams 1998b).

Wie in Kap. 3 dargelegt, ist Salztoleranz jedoch nicht nur „a question of scale“ (Williams *et al.* 1990), sondern hängt von einer Reihe anderer Faktoren ab. Diese lassen sich in reinen Felduntersuchungen meist nicht separat untersuchen oder überhaupt erkennen. Es braucht – ergänzend zu Freilanddaten – experimentelle Ansätze unter kontrollierten Laborbedingungen.

In diesem Kapitel werden sowohl Ergebnisse aus Freilandaufnahmen als auch ökotoxikologische Studien für die vier biologischen Qualitätselemente (BQE) im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie zusammengefasst. Aufgrund der hohen Biodiversität werden viele Gruppen des Makrozoobenthos separat behandelt, während Algen, Makrophyten und Fische in einem Unterkapitel besprochen werden. Nachdem die Literaturrecherche auch zu anderen Organismengruppen interessante Befunde brachte, werden in Ergänzung zu den vier BQE werden auch Bakterien, Protozoen, Vertreter der Meiofauna und des Metazooplankton (Rädertiere, Kleinkrebse) sowie Amphibien hinsichtlich ihrer Salztoleranz diskutiert.

4.2 Freilanddaten *versus* Toxizitätstests

4.2.1 Grundsätzliches zur Frage der Übertragbarkeit von Labordaten ins Freiland

Wie zuvor erwähnt, bieten toxikologische Tests einen Einblick in die Auswirkungen von Salz auf aquatische Pflanzen und Tiere, der aus Freilanddaten alleine oft nicht gewonnen werden kann. Es ist jedoch große Vorsicht bei der Interpretation einzelner Befunde geboten, da Labortests *a priori* auch mit Einschränkungen verbunden sind.

Die Frage, inwieweit Labordaten auf die Verhältnisse in der Natur übertragbar sind, ist nahezu so alt wie die Labortests selbst. Nach Kefford *et al.* (2004c) wurden in Australien nur 4% der Arten im Makrozoobenthos bei Chlorid-Konzentrationen gefunden, die über den 72h-LC_{50}-Werten lagen. Umgekehrt wurden 21% der untersuchten Fischarten im Freiland bei Salinitäten angetroffen, die signifikant über ihren, im Labor festgestellten, LC_{50}-Toxizitätsgrenzen lagen. Eine bessere Übereinstimmung zwischen Labortest- und Freilanddaten war dann gegeben, wenn lediglich die Befunde von langsam akklimatisierten Adultfischen herangezogen wurden (Kefford *et al.* 2004c). Eine vergleichbare Beoabchtung machten Dunlop *et al.* (2005).

Gerade im Falle der Auswirkungen von Winterstreusalz auf aquatische Lebensgemeinschaften in Bächen und Flüssen ist allerdings anzumerken, dass hier bei pulsartigen Belastungsspitzen keine Anpassung möglich ist. Die Labordaten dürften hier also mehr Berechtigung haben als bei kontinuierlicher Belastung.

Kefford *et al.* (2007c) diskutieren die Hypothese, wonach kleine Effekte auf der Ebene des Individuums (= Testorganismus) große Effekte auf Ebene von Populationen haben kann. Simulationen von Forbes & Calow (2002 *cit.* in Kefford *et al.* (2007c) konnten diese Hypothese nicht stützen. Der Schutz vor Schadstoffen auf Basis von Toxizitätstests könnte daher nach Kefford *et al.* (2007b) „overprotective” sein.

4.2.2 Auswahl von Arten

Gerade in der Zusammenschau zahlreicher Labortests (wie weiter unten in Kap. 5.4) kommt der Auswahl der Taxa naturgemäß große Bedeutung zu, kann doch die Bandbreite der Toxizitätsgrenzen je nach Art um mehr als zwei Zehnerpotenzen streuen (Environment Canada 2001, Nagpal *et al.* 2003). Der Vorteil von Labortests liegt sicherlich darin, dass die Ergebnisse bei Anwendung standardisierter Methoden gut vergleichbar und reproduzierbar sind. Es ist aber keineswegs gesichert, ob die klassischen Testorganismen wie *Daphnia magna*, *Lumbriculus variegatus* oder *Oncorhynchus mykiss* (Regenbogenforelle) hinsichtlich der Salztoleranz repräsentativ sind. Neuere Studien zeigen auf, dass beispielsweise Süßwassermuscheln im Larven- und Juvenilstadium wesentlich empfindlicher auf Salz reagieren als die typischen Testorganismen (Gillis 2011).

Auch innerhalb homogener taxonomischer Gruppen kann die Salztoleranz erheblich variieren, selbst auf Gattungseben wie im Falle von *Gammarus* (Flohkrebse; Devin & Beisel 2007) oder *Sigara* (Wasserwanzen; Savage 1971).

Kefford *et al.* (2012) weisen auf geografisch bedingte Unterschiede in der Salztoleranz hin. So dürften beispielsweise die Arten französischer Gewässer eine höhere Salzsensitivität aufweisen als die Fauna in Ost-Australien. Die Autoren erklären dies mit der unterschiedlichen taxonomischen Zusammensetzung. In der umfangreichen Studie von Dunlop *et al.* (2007) wurden nur geringe räumliche Unterschiede in der Salztoleranz festgestellt, teilweise waren diese geografisch erklärbar, teilweise durch lokale Anpassung (z.B. oberhalb und unterhalb von Einleitungen).

4.2.3 Unterschiede zwischen Entwicklungsstadien und Populationen

Derzeit erlaubt die Datenlage noch keine generalisierenden Aussagen zur Sensitivität unterschiedlicher Alters- und Entwicklungsstadien gegenüber erhöhten Salzgehalten, auch wenn für manche Fischarten und Vertreter des Makrozoobenthos bekannt ist, dass sie im Ei- oder Juvenilstadium empfindlicher sind als adulte Tiere (James *et al.* 2003; Kefford *et al.* 2004b). Die Effektkonzentration kann bei Eiern und frisch geschlüpften Tieren mancher Arten 4–88% des Vergleichswerts adulter Tiere betragen, bei anderen Arten wurde hingegen kein Unterschied zwischen verschiedenen Altersgruppen festgestellt (Kefford *et al.* 2007c). Die Tellerschnecke *Glyptophysa gibbosa* überlebte bei 72-stündiger Exposition gegenüber Salzgehalten mit einer Leitfähigkeit von 9000 µS cm^{-1} im Adultstadium zu 100%, während 100% der Eier abstarben (Kefford *et al.* 2003). 100% der Embryos der Blasenschnecke *Physella acuta* starben nach 72 h bei 12 600 µS cm^{-1}, während 40–100% der Adulten überlebten (Kefford *et al.* 2003, 2004b). Das Rädertier *Epiphanes macrourus* war in akuten, nicht aber in chronischen Toxizitätstests im Ei-Stadium salzempfindlicher als in älteren Entwicklungsstadien (Kefford *et al.* 2007c).

Die genauen Ursachen solcher Unterschiede sind meist nicht sicher bekannt. Es dürften ihnen aber unterschiedliche physiologische Mechanismen zugrunde liegen, möglicherweise auch unterschiedliche Verhaltensweisen wie die Ernährungsrate (Boeuf & Payan 2001; Calabrese 2005; Calow & Forbes 1998 *cit*. in Kefford *et al.* 2007b; Kefford & Nugegoda 2005; Kefford *et al.* 2007c).

Auch für innerartliche Unterschiede zwischen verschiedenen Populationen gibt es eine Reihe von Beispielen. So unterscheidet sich die Salztoxitität bei der Großmuschel *Lampsilis siliquoidea* je nach

Herkunft der Testorganismen um den Faktor 8.5 (Gillis 2011). Muschelkrebse der Gattung *Mytilocpyris* aus dem Murray-Darling-Becken in Nord-Australien tolerieren im 96-h-LC_{50}-Test 15 mS cm^{-1}, Vertreter einer Population aus SW-Australien hingegen 160 mS cm^{-1} (Pinder *et al.* 2005 *cit.* in Kefford *et al.* 2007b). Auch hier könnten sowohl Akklimatisation als auch klonale Unterschiede ausschlaggebend sein. Kefford *et al.* (2007b) betonen, dass Laborpopulationen in ihren Reaktionen nur sehr eingeschränkt solche im Freiland widerspiegeln. Es bestehen Unterschiede je nachdem, ob die Population im Zu- oder Abnehmen ist, unter dichteabhängiger Kontrolle steht oder anderen saisonalen oder stochastischen Schwankungen von Milieubedingungen unterliegt.

4.2.4 Expositionszeit und Endpunkte

Einer der wichtigsten Aspekte in der Beurteilung von Effekten erhöhter Salzkonzentrationen auf aquatische Lebensgemeinschaften ist die Dauer der Exposition. Die Toleranz gegenüber erhöhter Chlorid-Konzentration sinkt mit ansteigender Expositionszeit (Evans & Frick 2001). Ein gutes Beispiel bieten die Untersuchungen zu den als salztolerant bekannten Oligochaeten *Tubifex tubifex* und *Lumbriculus variegatus*, für die aus Akuttests 96h-LC_{50}-Werte für Chlorid von 6.1 und 4.1 g L^{-1} ermittel wurden, während die LOEC- und IC_{25}-Werte nach 28 Tagen bei 606 und 366 mg L^{-1} betrugen (Elphick *et al.* 2011).

Nachdem die überwiegende Zahl an ökotoxikologischen Untersuchungen Akuttests über wenige Tage sind, geben die Labordaten zur Salztoleranz vermutlich ein verzerrtes Bild. Khangarot (1991) verweist am Beispiel von *Tubifex tubifex* auf subletale Effekte (z.B. Reduktion der Bewegungsmuster) bei einer Chlorid-Konzentration von 474 mg L^{-1}; er führt weiter aus, dass in diesem konkreten Test Immobilisierung gleich bedeutend mit einer letalen Reaktion ist, da sich immobilisierte Würmer auch nach Zurücksetzen ins Kontrollwasser nicht erholten und starben.

Ob es neben chronischen Effekten auf individueller Ebene auch Langzeitfolgen gibt, die erst über mehrere Generationen wirksam werden, ist ungewiss. Spätfolgen subletaler Effekte bei niedrigen Chlorid-Konzentrationen sind nicht auszuschließen (Nielsen *et al.* 2003b).

4.3 Bakterien

Bakteriengemeinschaften nehmen Schlüsselpositionen in den Nährstoff- und Kohlenstoffkreisläufen ein und tragen damit entscheidend zur ökologischen Funktionsfähigkeit aquatischer Lebensräume bei. Sie werden ihrerseits wesentlich von den physikalischen und chemischen Eigenheiten des umgebenden Milieus geprägt. Viele Bakterienarten können über einen weiten Gradienten von Umweltbedingungen überleben und besiedeln manchmal Standorte, die für andere Lebensformen aufgrund widriger abiotischer Einflussfaktoren nicht geeignet sind. So sind auch gerade von hypersalinen Standorten zahlreiche mikrobiologische Studien bekannt, ebenso vergleichende Arbeiten über Süßwasser- und marine Bakterien (Hobbie 1988). Die Relevanz von niedrigen Salzkonzentrationen, beispielsweise im Zuge der winterlichen Salzstreuung, ist hingegen kaum bekannt.

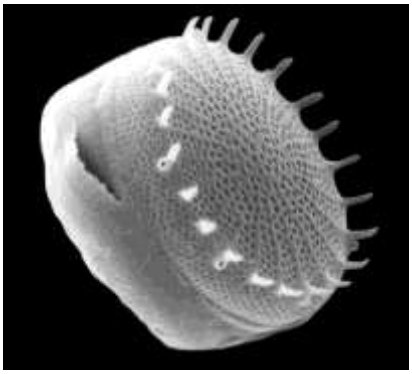
Nach Dunlop *et al.* (2005) verfügen Bakterien in gewissem Umfang über die Fähigkeit zur Adaptierung an geringfügige Änderungen des Salzgehalts. Darüber hinaus kann es zu Änderungen in der Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft kommen (Hart *et al*, 1991). Die Kenntnis zur Salztoleranz von Süßwasserbakterien ist letztlich jedoch äußerst mangelhaft. Im terrestrischen Bereich berichten Günther & Wilka (1982), dass die mikrobielle Aktivität im Boden durch Salz reduziert werden kann (Günther & Wilka 1982). Im Besonderen haben Veränderungen der Salzgehalts Auswirkungen auf den Stickstoffkreislauf im Boden, beispielsweise eine verringerte Ammoniumretention im Kationen-Austauschbereich von Calcium und Natrium (Green *et al.* 2007; Green & Cresser 2008).

Zimmermann-Timm (2007 *cit.* in Beisel *et al.* 2011) konnte zeigen, dass die Nitrifizierung bei steigendem Salzgehalt abnimmt, selbst wenn die zu diesem Prozess erforderlichen Bakterien vorhanden sind. Einflüsse auf die Stickstoffdynamik unter Chlorideinfluss gibt es auch an Debris-dams, welche in Fließgewässern als „hotspots“ in der Stickstoffumsetzung fungieren (Hale & Groffman 2006). Dickman & Glochauer (1978) fanden bei Salzkonzentrationen von 1 g L^{-1} erhöhte Bakteriendichten, möglicherweise eine Reaktion auf Veränderungen anderer Organismengruppen wie Algen. Letztlich dürften überall dort, wo Veränderungen in der bakteriellen Produktion festzustellen sind, Faktoren wie Temperatur, Kohlenstoff- und Nährstoffeinträge einen größeren Einfluss auf die fraglichen Prozesse haben als der Salzgehalt (Findlay *et al.* 1991 *cit.* in Beisel *et al.* 2011).

4.4 Benthische und Planktische Algen

Algen besiedeln Gewässer mit höchst unterschiedlichen Salzgehalten, von extrem elektrolytarmen Moorgewässern bis hin zu hypersalinen Salzseen (DasSarma & Arora 2001). Die unterschiedliche Salztoleranz einzelner benthischer oder planktischer Algenarten ist seit längerem bekannt. Manche Arten sind diesbezüglich sehr eng eingenischt, andere können einen weiten Salinitätsbereich abdecken. So toleriert beispielsweise die verbreitete Süßwasser-Kieselalge *Cyclotella meneghiniana* elektrische Leitfähigkeiten bis 25 000 µS cm^{-1}, *Ulnaria ulna* (syn. *Fragilaria ulna*) bis 73 000 µS cm^{-1} und *Nitzschia palea* bis 160 000 µs cm^{-1} (Blinn *et al.* 2004). Alle drei Arten kommen aber auch in österreichischen Seen bei Leitfähigkeiten unter 500 µS cm^{-1} vor.

Zum physiologischen Hintergrund von Salztoleranz oder -sensitivität von Algen ist weit weniger bekannt. Wie andere Organismen reagieren Characeen auf erhöhte Salzkonzentrationen im umgebenden Medium mit einer Erhöhung der internen Konzentration von organischen Osmolyten wie Sucrose. Bei Microalgen (ohne Vakuole) erfolgt die osmotische Anpassung im Cytoplasma teilweise durch Kalium- und Chlorid-Ionen, teilweise ebenfalls durch „compatible solutes“, wobei die Konzentrationen ersterer rascher angepasst werden können als jene der die Osmolyte. Erst nach einiger Zeit ersetzen die „compatible solutes“ die anorganischen Ionen (Bisson & Kirst 1995).



Bei hohen Konzentrationen von 34-70 PSU (das entspricht 50 bis 100 000 µS cm^{-1}] wiesen Krell *et al.* (2007 *cit.* in Beisel *et al.* 2011) ein Inhibition der Photosynthese und letztlich einen mehrtägigen Wachstumsstopp nach. Nach Beendigung der Exposition ließ sich eine langsame Wiedererlangung der photosynthetischen Wirksamkeit beobachten, ohne dass allerdings die ursprünglichen Werte wieder erreicht wurden.

Zahlreiche Studie belegen, dass der Elektrolytgehalt ein prägender Faktor für Algenzönosen und insbesondere **Diatomeen** (Kieselalgen) ist (Potapova & Charles 2003; Rejmánková & Komárková 2005; Rimet 2009). Vielfach konnte eine Abnahme der Diversität mit steigendem Salzgehalt festgestellt werden (Dunlop *et al.* 2005). Cohen (2010) fand bei erhöhter Leitfähigkeit Veränderungen in der Abundanz und in der Artenzusammensetzung der Algengemeinschaft, wobei am oberen Ende des Salzgradienten zunehmend die Diatomeen *Nitzschia palea*, *N. capitellata* und *N. dissipata* dominierten. In ihrer Untersuchung der Diatomeenflora in W-Australien konnten Blinn & Churchill (1991 *cit.* in Dunlop 2005) 92 Arten deutlich in zwei Gruppen unterteilen, welche sich nach ihrer Salzpräferenz unterscheiden (0–660 mg L^{-1} und 460–42 000 mg L^{-1} TDS). Dickman & Gochnauer (1978) fanden bei Exposition gegenüber 1 g L^{-1} Chlorid innerhalb einer bis mehrerer Wochen signifikante Auswirkungen auf die benthische Algen, Protozoen und Bakteriengemeinschaften nach. Zimmermann-Timm (2007 *cit.* in Beisel *et al.* 2011) wies Veränderungen der Artenzusammensetzung der Algenbestände bei vergleichsweise niedrigen Chlorid-Konzentrationen um 100 mg L^{-1} nach

In den Bewertungsverfahren von van Dam *et al.* (1994), Dell'Uomo (2004) und Ziemann (1982) sind mehrere halophobe Diatomeen-Arten berücksichtigt, welche auch niedrige Chlorid-Konzentrationen meiden. Bei Dell'Uomo (2004) werden z.B. *Achnanthes flexella*, *Diatoma hyemalis* und *Neidium alpinum* als halophob angeführt. Nach Dixit *et al.* (1999) gibt es sogar Diatomeen-Arten mit Optima um 1 mg L^{-1} Chlorid.

Die deutliche Reaktion von Algen auf den Elektrolytgehalt wird in der Paläolimnologie genutzt. Kabailienė (1995 *cit.* in Oškinis & Kasperovičius 2005) rekonstruierten die Diatomeenzönose der Baltischen See anhand der unterschiedlichen Salzsensitivität von Kieselalgen. Transfer-Funktionen für Diatomeen aus afrikanischen Seen decken einen Gradienten ab, der bereits im Bereich <1000 µS cm^{-1} beginnt und bis zu mehreren 10 000 µS cm^{-1} reicht (Gasse *et al.* 1995). Auch von Oškinis & Kasperovičius (2005) wurden Verschiebungen im Artengefüge von Diatomeengemeinschaften bei Leitfähigkeiten von wenigen 100 µS cm^{-1} festgestellt. Rajaratnam (2009) führten in ihrer paläolimnologischen Untersuchung im Raum Halifax eine Zunahme salztoleranter Arten wie *Diatoma tenue* und *D. parma* in jüngeren Sedimenten auf den Einfluss von Streusalz zurück.

Eine durch Salzbelastung verursachte Verschiebung nicht nur auf Artniveau, sondern in den Relationen von Algenklassen zeigten Pilkaityte *et al.* (2004) in Mesokosmos-Versuchen auf. Mit steigender Salinität wurden die benthischen Algengemeinschaften zunehmend von Algenmatten abgelöst, die fast ausschließlich aus fädigen **Blaualgen** bestanden. Nach (Hart *et al.* 1991 *cit*. in Beisel *et al.* 2011) scheinen Süßwasser-Cyanobakterien hingegen durch Schwankungen des Salzgehalts gehemmt zu werden, wenngleich eine Akklimatisation möglich ist. Arten der Gattung *Anabaena* tolerierten nach einigen Tagen Salzkonzentrationen von bis zu 7 g L^{-1}. Ein hohe Salztoleranz weisen nach Hammer (1986) die Blaualgen *Aphanizomenon flos-aquae* (bis >20 g L^{-1}) und *Microcystis aeruginosa* (bis >50 g L^{-1}) auf.

In einer umfangreichen Studie an 357 norwegischen Seen wurden manche Arten von **Dinoflagellaten** (und Diatomeen) in calciumarmen Seen nur bis Chlorid-Konzentrationen von 23–30 mg L^{-1} gefunden. Als besonders empfindlich erwies sich in Labortests der Flagellat *Rhodomonas lacustris* mit EC_{50}-Werten von 34 mg L^{-1} Chlorid. Eine deutlich höhere Chloridtoleranz war in calciumreichen Seen gegeben (Wike *et al.* 2012), was durch Vorkommen von *Rhodomonas* im kalkreichen Traunsee mit Chlorid-Konzentrationen >100 mg L^{-1} bestätigt wird (Wolfram *et al.* 2010).

Auch bei **Goldalgen** (Chrysophyceae) können nennenswerte Verschiebungen in der Artenzusammensetzung bei vergleichsweise geringfügigen Veränderungen der Chlorid-Konzentration innerhalb einer Bandbreite von 12 bis 235 mg L^{-1} auftreten (Environment Canada 2010).

Bei **Euglenen** (Gattung *Euglena*) belegten Gonzales-Moreno *et al.* (1997) deutliche Effekte infolge erhöhter Salzkonzentrationen auf das Zellvolumen, die Sauerstoffproduktion und die Photosynthese-Leistung. Die kritischen Konzentrationen lagen hier allerdings bei 100 bis 200 mM L^{-1} NaCl (was einer Chlorid-Konzentration von rund 3.5–7.1 g L^{-1} entspricht).

Wie weit erhöhte Salzkonzentrationen nicht nur die Artenzusammensetzung der von Algengemeinschaften verändern, sondern auch andere trophischen Ebenen beeinflussen, ist wenig bekannt. In den Cascade Lakes in New York konnten Langen *et al.* (2006) zwar klar Hinweise auf den Ausfall sensitiver Algenarten infolge gestiegener Chlorid-Konzentrationen finden, die Produktivität der Gewässer veränderte sich jedoch nicht. Bierheuzen & Prepas (1985 *cit.* in Weber-Scannell & Duffy 2007) fanden hingegen eine signifikante negative Beziehung zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und den Ionenkonzentrationen.

Zusammenfassend sind Algen eine Organismengruppe mit zahlreichen sehr salzsensitiven Vertretern. Gemäß den Angaben des Schweizer Bundesamt für Umwelt, BAFU sind Chloridkonzentrationen >200 mg L^{-1} toxisch für Pflanzen, insbesondere für Algen (Hürlimann 2011). Vor allem unter den Diatomeen gibt es eine Reihe von Arten, die auch auf niedrige Chlorid-Konzentrationen empfindlich reagieren. Verschiedene Autoren wie Ziemann (1982) und Dell'Uomo (2004) nutzten diesen Umstand und entwickelten Verfahren zur Bewertung des Salzeinflusses auf Fließgewässer auf Basis der Diatomeengemeinschaft (siehe Kap. 5.2.2).

4.5 Höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) und Röhricht

In der Fachliteratur finden sich zahlreiche Angaben zur Salztoleranz von Makrophyten, das Gesamtbild ist jedoch zwiespältig. Nach Beisel *et al.* (2011) sind Makrophyten „im Allgemeinen intolerant" gegenüber einer Erhöhung des Salzgehalts. Viele Arten reagieren bereits Salzgehalten um 1‰ empfindlich. Insbesondere Magnesium- und Kaliumchlorid soll auf höhere Pflanzen toxisch wirken (Nobel & Kohler 1978 *cit.* in Beisel *et al.* 2011). Auf der anderen Seite gibt es eine Reihe von Arten, die auch in Gewässern mit hoher Salinität wachsen und gedeihen können.

Diese zwei Seiten kommen in den Studien an kanadischen Prärie-Seen zum Ausdruck, wo der der Artenreichtum mit steigender Salinität abnimmt, aber selbst bei hohen Konzentrationen noch verschiedene Arten anzutreffen sind (Hammer & Heseltine 1988). Einige Arten tolerieren selbst

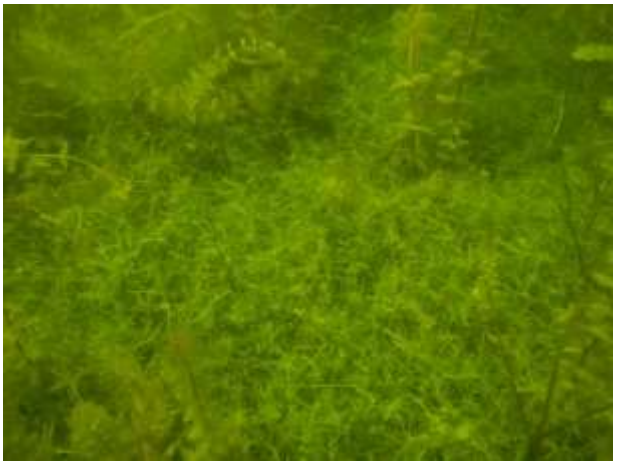
hypersaline Bedingungen mit über 50‰ Gesamtsalzgehalt, unter den submersen Pflanzen beispielsweise das auch bei uns heimische Kamm-Laichkraut *(Potamogeton pectinatus)* sowie zwei *Ruppia*-Arten (Saldengewächse), unter den Helophyten unter anderem Strandsimsen (*Scirpus* spp.), Salzschwaden (*Puccinellia*) und Strand-Dreizack. Unter 5‰ Gesamtsalzgehalt nimmt die Artenzahl in diesen Gewässern deutlich zu. Zwischen 3‰ und 5‰ kommen unter anderem die Kleine Wasserlinse *(Lemna minor)*, eine Pfeilkraut-Art *(Sagittaria cuneata)*, das Ährige Tausendblatt *(Myriophyllum spicatum)*, der Gewöhnliche Wasserschlauch *(Utricularia vulgaris)* sowie Schilf *(Phragmites australis)* und Breitblättriger Rohrkolben *(Typha latifolia)* vor.

Schilf und Rohrkolben treten häufig an salzbeeinflussten Standorten in den Vordergrund und dringen teilweise bis in brackische Salzmarsche vor (Bart & Hartman 2003; Zedler & Kercher 2004), wo sie neben echten Brackwasserarten wie dem Salz-Schlickgras *(Spartina anglica)* bestehen können. Schilf ist auch von salzhältigen Kraterseen in Spanien bekannt (Alcocer *et al.* 1998). Richburg *et al.* (2001) weist auf verstärktes Schilfaufkommen an Straßen hin, die durch Streusalz stark beeinflusst sind. Aus Untersuchungen am Neusiedler See und anderen Gewässern ist bekannt, dass Schilf bei steigenden Salzgehalten die Konzentration von Osmolyten erhöht, insbesonders von freien Zuckern und Aminosäuren (Hartzendorf & Rolletschek 2001; Matoh *et al.* 1988; Rolletschek & Hartzendorf 2000). Erst bei sehr hohen Salzgehalten weichen *Phragmites* und *Typha* echten Salz-Arten wie *Ruppia*, *Salicornia* und *Puccinellia* (Bouzillé *et al.* 2001, I. Korner pers. Mitt.). An Schilfpflanzen im Neusiedler-See-Gebiet wurden bei hohen Salzgehalten letztlich morphologische Veränderungen und Wachstumseinbußen beobachtet (Rolletschek & Hartzendorf 2000). Ab Salinitäten von 1 bis 2.5‰ reduzieren sich Keimung und Wachstum der Keimlinge (Mauchamp & Mesleard 2001; Wijte & Gallagher 1996, beide *cit.* in Bart & Hartman 2003). Das Rhizomwachstum wird ab 5‰ verringert, bei 18‰ sterben die Rhizome ab (Adams & Bate 1999; Bart & Hartman 2002; Lissner & Schierup 1997 – *cit*. in Bart & Hartman 2003).

Die vergleichsweise hohe Salztoleranz nicht nur des Breitblättrigen, sondern auch der Schmalblättrigen Rohrkolben *(Typha angustifolia)* wird durch Studien von Wilcox (1986a) und Panno *et al.* (1999) bestätigt, die in salzbeeinflussten Feuchtgebieten eine Verdrängung heimischer Arten durch *Typha* beobachteten. Dennoch sind bei hohen Konzentrationen von Salz auch beim Rohrkolben Einbußen erkennbar. In Québec beobachtete Paradis (2008 *cit.* in Beisel *et al.* 2011) eine Verringerung der ober- und unterirdischen Biomasse durch den Eintrag von Streusalz, die beim Rohrkolben (*Typha* spp.) sogar noch ausgeprägter war als bei *Phragmites australis*.

Eine Reihe von Studien beschäftigte sich mit der Salztoleranz von Höheren Wasser- und Röhrichtpflanzen in Küstenbereichen und Ästuaren. In den oligohalinen Küstenbereichen der Camargue dominieren das Ährige Tausendblatt *(M. spicatum)*, das Kamm-Laichkraut *(P. pectinatus)* und die

Spiralige Salde *(Ruppia cirrhosa)*; andere Taxa wie die Teichfaden-Art *Zannichellia pedunculata*, der Brackwasser-Hahnenfuß *(Ranunculus baudotii)*, die Raue Armleuchteralge *(Chara aspera)* und die Wasserstern-Art *Callitriche truncata* sind typisch für temporäre Tümpel mit geringerer Leitfähigkeit (Grillas 1990; Grillas *et al.* 1993). Die Spiralige Salde sowie die Brackwasserformen des Kamm-Laichkrauts und des Sumpf-Teichfadens *(Zannichellia palustris pedicellata)* sind auch in der Typologie deutscher Fließgewässer charakteristische Vertreter des Gewässertyps 23 „Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse“ (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008b). Für den Oder-Ästuar führen Gosselck & Schabelon (2007) unter anderem das Kamm-, das Durchwachsene und das Krause Laichkraut *(Potamogeton pectinatus, P. perfoliatus, P. crispus)*, die Kanadische Wasserpest *(Elodea canadensis)*, das Raue Hornblatt *(Ceratophyllum demersum)*, das Ährige Tausendblatt, das Große Nixenkraut *(Najas marina)*, Weiße Seerose *(Nymphaea alba)* und die Gelbe Teichrose *(Nuphar lutea)* an. Das Kamm-Laichkraut kommt nach Berner & Sloan (1954) in Brackwasser bis zu einer Chlorid-Konzentration von 2–10 g L^{-1} vor. Im Ästuar des Shannon ist an Salzstandorten bis 7‰ die Dreikantige Teichbinse *(Schoenoplectus triqueter)* verbreitet. Die Art zeigt nach Deegan *et al.* (2005) bei 2‰ Salinität ein besseres Wachstum als im Süßwasser, ab 10‰ ein verringertes Wachstum.



Für die Camargue gruppierte Grillas *et al.* (1993) die dort vorkommenden Makrophyten in salztolerante (Halophyten), mäßig salztolerante und salzsensitive Arten (Glykophyten). Zu ersteren zählen die Autoren neben einer Baumglanzleuchteralgen-Art *(Tolypella hispanica)* und der Strand-Salde *(Ruppia maritima)* die auch bei uns heimische Brackwasser-Armleuchteralge *(Chara canescens)* (bis 3.0 g L^{-1} Chlorid). In die Gruppe der mäßig salztoleranten Arten gehören die Teichfaden-Arten *Zannichellia pedunculata* (bis 2.1 g L^{-1}) und *Z. obtusifolia* (bis 1.7 g L^{-1}), die Kleine Baumglanzleucheralge *(Tolypella glomerata)* (bis 2.0 g L^{-1}), der Brackwasser-Hahnenfuß (bis 1.9 g L^{-1}) und die Raue Armleuchteralge *(Chara aspera)* (bis 1.8 g L^{-1}), während die Gewöhnliche *(Chara vulgaris)* (bis 1.2 g L^{-1}), die Gegensätzliche *(C. contraria)* (bis 0.8 g L^{-1}) und die Zerbrechliche Armleuchteralge *(Chara globularis)* (bis 0.4 g L^{-1}) sowie der Wasserstern *Callitriche truncata* als Glyophyten angesehen werden. Eine sehr ähnliche Reihung salztoleranter Arten nehmen Bonis *et al.* (1993) vor. Auch für die mäßig toleranten Teichfaden-Arten *Zannichellia obtusifolia* und *Z. pedunculata* sowie die zuvor genannten Armleuchteralgen tritt nach Bonis *et al.* (1993) allerdings erst deutlich über 1 g L^{-1} Chlorid ein verringertes Wachstum auf. In Südaustralien kommt *Chara vulgaris* (neben *Potamogeton pectinatus* und *Myriophyllum propinquum*) noch an Standorten bis 4‰ Gesamtsalzgehalt vor (Brock 1981). Als typische Brackwasserarten der Ostsee werden von Blindow (2000) unter anderem die Gebogene, die Baltische, die Struppige und die Brackwasser-Armleuchteralge *(Chara connivens, C. baltica, C. horrida, C. canescens)* genannt; auch Hornblättrige und Raue Armleuchteralge *(Chara aspera* und *C. tomentosa)* kommen an der Ostsee sowie in kalkreichen Binnengewässern regelmäßig vor. Süßwasserarten, die zumindest gelegentlich auch im Brackwasser vorkommen, sind nach Blindow (2000) unter anderem Biegsame und Dunkle

Glanzleuchteralge *(Nitella flexilis, N. opaca*) sowie Brauns, Zerbrechliche und Feine Armleuchteralge (*Chara braunii*, *C. globularis* und *C. virgata* [*sub delicatula*]).

In Österreich ist die bereits mehrfach erwähnte Brackwasser-Armleuchteralge neben dem Kamm-Laichkraut der häufigste Vertreter submerser Makrophyten in den Salzlacken des Seewinkels (Schagerl 2006). Die beiden Arten wurden hier bis zu Leitfähigkeiten von mehreren 1000 µS cm^{-1} nachgewiesen (unpubl.).

Eine in Toxzitätstest häufig eingesetzte Art ist die Kleine Wasserlinse *(Lemna minor)*. Die 7d-EC_{50}-Werte für diese Art liegen nach Buckley *et al.* (1996) bei 4.88 bis 5.50 g L^{-1} NaCl. Keppeler (2009) ermittelte 4d-IC_{50}-Werte von 6.87 g L^{-1} NaCl. Bei 1.34 bis 2.83 g L^{-1} NaCl lagen die MATC-Werte *(Maximum Acceptable Toxicant* Concentration) in 4-Tages-Testreihen von Taraldsen & Norberg-King (1990). In einer anderen Testreihe konnte die Kleine Wasserlinse die Zahl der Einzelpflanzen in der Kontrollreihe vervierfachen, bei 50 mg L^{-1} (0.05‰) verdreifachen und bei 5‰ verdoppeln. Kein Überleben war bei 50‰ möglich (Samacá unpubl. ms).

Nach Hart *et al.* (1991) ist die Kleine Wasserlinse salztoleranter als die Vielwurzelige Teichlinse *(Spirodela polyrhiza)*, welche bis 2‰ vorkommt, während *L. minor* bis 7‰ toleriert. Bei der Buckeligen Wasserlinse *(Lemna gibba)* wurden von Yilmaz (2007) erst bei deutlich höheren Konzentrationen negative Effekte festgestellt. Die Art wies in einem chronischen Test über 10 Tage erst einer Chlorid-Konzentration von 13.3 g L^{-1}, nicht aber bei 8.9 g L^{-1} ein signifikant verringertes Wachstum auf. Für die Dreifurchige Wasserlinse *(Lemna trisulca)* gibt Stanley (1974) eine Salztoleranz zumindest bis 10‰ NaCl an.

Als vergleichsweise salztolerant wird oft das Ährige Tausendblatt *(Myriophyllum spicatum)* beschrieben, neben dem Kamm-Laichkraut die häufigste Art in der offenen Seefläche des Neusiedler Sees (Schiemer & Prosser 1976). Die Chlorid-Konzentrationen sind hier mit 250 mg L^{-1} (maximal 400 mg L^{-1}) noch vergleichsweise moderat. In anderen Gewässern wurde das Tausendblatt bis Salinitäten von 15‰ nachgewiesen. Bei 8.18 g L^{-1} NaCl ist aber bereits eine 50%ige Hemmung des Wurzelwachstums gegeben ist (Stanley 1974). In einer Testreihe konnte das Ährige Tausenblatt das Raue Hornblatt ab einem Gesamtsalzgehalt von wenigen 100 mg L^{-1} im Wachstum übertreffen (Samacá unpubl. ms).

Einen guten Einblick in die Salzempfindlichkeit einzelner Makrophytenarten bieten die Untersuchungen der Höheren Wasserpflanzen in der Werra. Bei einem Gesamtsalzgehalt von bis zu 30 g L^{-1} Chlorid wurden hier früher gar keine submersen Makrophyten gefunden; ein verstärktes Auftreten von Algenblüten war die Folge (Coring & Bäthe 2011). Erst mit der Verringerung der Chlorid-Konzentrationen auf 2.5 g L^{-1} bei Gerstungen und 1.5 g L^{-1} bei Fulda durch ein automatisches Einleitungskontrollsystem konnten sich ab 2002 Wasserpflanzen ausbreiten, während gleichzeitig die

Chlorophyll-a-Konzentrationen abnahmen (Coring & Bäthe 2011). Zwischen Vacha und Hedemünden kommen mittlweile an geringer salzbelasteten Abschnitten der Werra der – nach Bäthe & Corign (2010) durch eine relativ geringe Salztoleranz gekennzeichnete – Teich-Wasserstern *(Callitriche stagnalis)*, weiters der Wasser-Knöterich *(Polygonum amphibium)* und der Blaue Wasserehrenpreis *(Veronica anagallis-aquatica)* vor, an mäßig belasteten Standorten Sumpf-Schwertlilie *(Iris pseudacorus)*, Quellmoos *(Fontinalis antipyretica)*, Kanadische Wasserpest, Ähriges Tausendblatt, Gelbe Teichrose, Haarförmiges *(Potamogeton* cf. *trichoides)* und Krauses Laichkraut, Gewöhnlicher Wasserhahnenfuß *(Ranunculus aquatilis)* und Sumpf-Teichfaden vor. Nur das Kamm-Laichkraut besiedelt mäßig bis hoch belastete Bereiche (Bäthe & Coring 2010).

Eine umgekehrte Entwicklung als in der Werra dokumentierten Kipriyanova *et al.* (2007) für den Chany-See in Westsibirien, wo der Artenreichtum der Makrophytenvegetation mit dem Anstieg des Salzgehalts von 0.8 auf 6.4 g L^{-1} von 16 auf 2 Arten abnahm. Die Gesamt-Makrophytenbedeckung wurde durch Salzgehalt des Wassers zwar nicht wesentlich verändert, es traten jedoch Arten mit hoher ökologischer Toleranz verstärkt in den Vordergrund. Bis 3–4 g L^{-1} wurden *Najas marina* und *Chara canescens* nachgewiesen, *Cladophora fracta* waren neben *Potamogeton pectinatus* 5.6 g L^{-1} häufig und ab 6.4 g L^{-1} abundant.

Als echt halophil sind unter all den genannten Makrophytenarten nur wenige zu bezeichnen. Eine frühe Studie von Bourn (1935 *cit.* in Stanley 1974) konnte aufzeigen, dass die Salde *Ruppia* bei 22‰ tatsächlich besser wächst als im Süßwasser, was die Nachweise aus zahlreichen Salzgewässern mit bis zu 80‰ erklärt (Frahn *et al.* 2012). Ähnlich ist unter den Characeen die – selbst hypersaline Gewässer besiedelnde (Davis & Lipkin 1986) – Fuchsschwanzleuchteralge *Lamprothamnium* als halophil zu bezeichnen. Diese Art regelt den Turgurdruck durch Anpassung der KCl-Konzentration – ein Mechanismus, der zwar von marinen Algen, nict aber von anderen Armleuchteralgen bekannt ist. In der Vakuole kann *Lamprothamnium*, aber auch manche *Chara*-Arten, zudem hohe Konzentrationen von Sucrose aufbauen (Bisson & Kirst 1983; Bisson & Kirst 1995).

Während für etliche Arten die kritischen Chlorid-Konzentrationen auch deutlich über 1 g L^{-1} liegen, erreichen andere bereits deutlich darunter ihre physiologische Grenzen. Nach Zimmermann-Timm (2007) tritt bei der Kanadischen Wasserpest ebenso wie beim Flutenden Hahnenfuß *(Ranunculus fluitans)* bereits bei einer Salzkonzentration von 100 mg L^{-1} eine Verringerung der Photosynthese auf. Touvenot (2009 *cit.* in Beisel *et al.* 2011) führten *In-Situ*-Versuche in der Seille (Lothringen) in Hinblick auf die Auswirkung von Salzgradienten auf die Morphologie der Kanadischen und der Schmalblättrigen Wasserpest *(Elodea canadensis, E. nuttallii)* durch. Die beiden aus Nordamerika eingeschleppten Arten zeigten nach einmonatigem Wachstum in salzhaltigem Milieu eine Verringerung der Internodienlänge sowie der Blattfläche und -breite. Das Salz hemmt Wachstum und Photosyntheseaktivität und reichert sich in den Blättern an; die Ionentoxizität führt zu einer vorzeitigen Blattnekrose (Salter *et al.* 2007 *cit.* in Beisel *et al.* 2011).

Brock *et al.* (2005) untersuchte die Keimung von Makrophyten bei unterschiedlichen Salinitäten und wies ab 1‰ Gesamtsalzgehalt neben einer geringeren Artenzahl auch geringere Keimraten als bei 0.3‰ nach. Daneben beeinflussten aber auch andere Faktoren wie der Wasserstand das Vorkommen Höherer Wasserpflanzen. Auf den Einfluss anderer begleitender Umweltfaktoren, wie z.B. der

Nährstoffsituation, auf die Wirkung des Salzgehalts für Wasserpflanzen verweisen Macek & Rejmánkova (2007).

Die geringere Konkurrenzkraft des Rauen Hornblatts gegenüber dem Ährigen Tausendblatt bei erhöhten Salzgehalten wurde bereits erwähnt. Hallock & Hallock (1993 *cit*. in Weber-Scannell & Duffy 2007) berichten vom nahezu vollständigen Verschwinden der Art (aber auch von *Typha*) bei einem Anstieg der Gesamt-Salinität von 0.27 auf 1.17‰. Von Bourn (1932 *cit*. in Stanley 1974) wurde eine Wachstumshemmung des Hornblatts hingegen erst bei 3.8‰ festgestellt. Stanley (1974) gibt mit Bezug auf Bourn (1932) und andere, ältere Arbeiten folgende IC_{50}-Werte (Wachstumshemmung) an: *Potamogeton pectinatus* 15–31‰, *P. perfoliatus* 30.5‰, *Najas flexilis* 11.5‰, *Valisneria spiralis* 11‰, *Lemna trisulca* 10‰ und *Myriophyllum spicatum* 15‰.

In Mesokosmos-Versuchen über 56 Tage am Unteren Rhein hemmte hingegen bereits eine Chlorid-Konzentration von 245 mg L^{-1} Produktion und Wachstum des Spiegelnden, des Durchwachsenen und Flutenden Laichkrauts *(Potamogeton lucens, P. perfoliatus, P. nodosus)*, nicht aber des Spreizenden Hahnenfußes *(Ranunculus circinatus)* (van den Brink & van der Velde 1993).

Zusammenfassend ist somit festzuhalten, dass es zwar eine ganze Reihe halotoleranter und einiger weniger halophiler Arten unter den Makrophyten gibt. Dem stehen jedoch einzelne Befunde über negative Effekte gegenüber, die bereits bei einer Chlorid-Konzentration unter 300 mg L^{-1} auftreten. Insgesamt erscheint das BQE Makrophyten somit nach derzeitigem Wissensstand durchaus geeignet, um Chlorid-Belastungen zu indizieren, die im Bereich des aktuellen Richtwerts für Chlorid in Fließgewässern (Jahresmittelwert: 150 mg L^{-1}) liegen.

4.6 Heterotrophe Einzeller (Protozoa)

Die Möglichkeiten von Protozoen zur Osmoregulation sind geringer als bei mehrzelligen Organismen und beschränkt sich bei den meisten Süßwasserarten in der Regel auf die Aufnahme und Abgabe von Wasser über die kontraktile Vakuole. Dennoch besiedeln Protozoen unterschiedlichste Habitate bis hin zu hypersalinen Gewässern (DasSarma & Arora 2001). Nach Zimmermann-Timm (2007) scheinen die tierischen Einzeller des Süßwassers eine Aufsalzung sogar besser zu ertragen als Mehrzeller. Die Schwelle, oberhalb derer sie beeinträchtigt werden, liegt bei einem Gesamtsalzgehalt von 9 g L^{-1} und einer Chlorid-Konzentration von etwa 5 g L^{-1}.

Allgemeine ökologische Angaben zum Vorkommen von Ciliaten in schwach salzhältigen Gewässern bieten die Arbeiten von Bick (1964), Dietz (1966) und Schönberger (2000). Sie erlauben jedoch keine klare Aussage zur Salztoleranz oder Emfpindlichkeit dieser Gruppe.

Dickman & Gochnauer (1978) fanden bei Zugabe von 1 g L^{-1} Chlorid Veränderungen der Protozoenbesiedlung nach einer bis mehreren Wochen. In Mesokosmos-Versuchen an der Weser wies Albrecht (1986) Einflüsse der Salzkonzentration auf die Artenzusammensetzung von Ciliaten nach.

Möglicherweise aufgrund der „euryhalinen Potenz“ der meisten Arten war es zunächst nicht möglich, aus den Beobachtungen einen Salzindex für Ciliaten abzuleiten. Erst Rustige *et al.* (1997) und Nolting & Rustige (1998) entwickelten auf Basis der Untersuchungen von Albrecht (1983, 1986) ein Bioindikationsverfahren, anhand dessen sich die Auswirkungen von Salzeinleitungen aus Kaliminen abschätzen lassen sollten. Diese Bewertungsmethode wurde bisher wenig angewandt (Ziemann & Schulz 2011). Das dürfte neben taxonomischen Schwierigkeiten damit zuammenhängen, dass die Ergebnisse nicht in Indexform zusammengefasst werden können (Beisel *et al.* 2011).

4.7 Niedere Wirbellose

4.7.1 Nesseltiere (Cnidaria: Hydrozoa)

Während die überwiegende Mehrheit der Vertreter der Hydrozoen marin lebt, gibt es einige Arten aus der Ordnung Limnomedusae, die auch das Süßwasser besiedeln. Am bekanntesten ist die Gattung *Hydra* aus der Familie der Hydridae, der in Europa fünf Arten angehören.

Nach Hart *et al.* (1991) sind die limnischen Vertreter der Hydrozoen hyperosmotische Regulierer. Die Datenlage zur Salztoleranz der Süßwasserpolypen ist allerdings äußerst dürftig, was sich nicht zuletzt in widersprüchlichen Angaben zu diesem Thema zeigt. So sehen manche Autoren in der Gattung *Hydra* einen der sensitivsten Vertreter der Micro-Evertebraten (Fields 2002; Kefford *et al.* 2007b). Nach Hart *et al.* (1991) tolerieren manche Arten dieser Gattung hingegen bis 2.24‰ Salinität (ca. 1.2 mg L^{-1} Chlorid). Konkrete Toxizitätstest führten Kefford *et al.* (2007b) mit *Hydra viridissima* durch. Die Art zeigte bis 4 000 µS cm^{-1} (>500 mg L^{-1} Chlorid) keine Reaktionen, über dieser Leitfähigkeit reagierte sie mit einer Kontraktion ihrer Tentakel. Bei 8 000 µS cm^{-1} (>2 g L^{-1} Chlorid) starben alle Individuen innerhalb von 24 h, bei 6 000 µs cm^{-1} innerhalb von 96 h, bei 4 000 µS cm^{-1} überlebten 30 bis 90% innerhalb von 96 h, entwickelten aber keine „normalen“ Tentakeln.

© Robert Krammer

Vergleichsweise salztolerant ist der Keulenpolyp *Cordylophora caspia*, ein Neobiot aus dem Kaspischen Meer. Er toleriert eine Salinität von bis zu 29‰ (Bayly 1972). In Österreich wurde der Keulenpolyp erst jüngst aus dem Neusiedler See und somit bei einer Chlorid-Konzentration von 200–400 mg L^{-1} nachgewiesen (Kusel-Fetzmann 2007). Er kommt aber auch in reinem Süßwasser vor, wie z.B. in Augewässern der Donau und March (unpubl.).

Eine besondere Salzempfindlichkeit der heimischen Hydrozoen kann aus diesen spärlichen Angaben nicht abgeleitet werden.

4.7.2 Strudelwürmer (Turbellaria)

Unter den verschiedenen Gruppen, die in der klassischen Systematik den Plathelminthes und Aschelminthes zugeordnet, in der heutigen Systematik hingegen zu den Plattwurmartigen (Platyzoa; mit Gastrotricha, Acanthocephala u.a.) sowie den Cycloneuralia (mit Nematoda, Nematomorpha u.a.) zugerechnet werden, sollen im Folgenden nur die drei wichtigsten Gruppen besprochen werden: die Strudelwürmer (Turbellaria), die Fadenwürmer (Nematoda) und die Rädertiere (Rotatoria oder Rotifera). Sie sind mehrheitlich Micro-Evertebraten und gehören damit zur Meiofauna; lediglich unter den Strudelwürmern gibt es freilebende Vertreter des Makrozoobenthos.

Über die Salztoleranz von niederen Formen wie den Strudelwürmern (Turbellaria) ist sehr wenig bekannt. Nach Joffe *et al.* (1996 *cit.* in Kefford *et al.* 2011b), erfolgt die Osmoregulation zumindest einiger Arten (aus der Familie der Temnocephalidae) über die gesamte dorsale Oberfläche des Körpers. Hart *et al.* (1991) gehen davon aus, dass die Süßwasserarten innerhalb dieser Gruppe hyperosmotische Regulierer sind. Von einigen Arten ist jedoch ein Vorkommen bei hohen Salz-Konzentrationen bekannt, was darauf schließen lässt, dass es unter den Plathelminthen auch hypoosmotische Regulierer oder (wahrscheinlicher) Osmokonformer gibt.

Eine hohe Toleranz gegenüber Salz weisen manche Microturbellarien auf (Ax 1952), Aus Australien erwähnen Hart *et al.* (1991) Arten, die in Gewässern mit einer Salinität von bis zu 1.5‰ (ca. 0.8 g L^{-1} Chlorid) vorkommen, vereinzelt sogar bis 8‰ (>4 g L^{-1} Chlorid). Einige *Macrostomum*-Arten besiedeln sogar hypersaline Gewässer (DasSarma & Arora 2001). In Europa wurden von Berezina (2003) *Mesostoma lingua* (die den Microturbellien zuzurechnen ist) sowie die Tricladide *Dugesia tigrina* in Gewässern mit einer Salinität von bis zu 2.2‰ (ca. 1.2 g L^{-1} Chlorid) nachgewiesen. Varga & Berczik (2001) fanden *Planaria torva* im Schilfgürtel des Neusiedler Sees, der eine Chlorid-Konzentration von bis zu 400 mg L^{-1} und darüber aufweist. Für *Polycelis felina* gibt Haybach (2010) hingegen nur Vorkommen bis 100 mg L^{-1} Chlorid an und schließt daraus auf eine erhöhte Salzsensitivität.

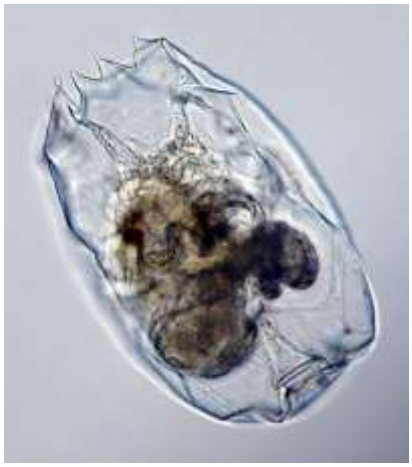
Für die durch die Kaliindustrie stark verunreinigte Werra in Thüringen geben Wagner & Arle (2009) Vorkommen von *Dugesia* sp. an Standorten mit Chlorid-Spitzenwerten bis 1.1 g L^{-1} (im Mittel ca. 600 mg L^{-1}) an. Bäthe & Coring (2010) und Braukmann & Böhme (2011) erwähnen ebenfalls für die Werra Vorkommen der Tricladiden *Polycelis tenuis* und *Dendrocoelum lacteum* an Standorten mit bis 2.2 g L^{-1} Chlorid und von *Dugesia gonocephala* und *Dugesia lugubris* an Standorten bis zu 1.5 g L^{-1} Chlorid. Piscart *et al.* (2005b) bezeichnen *D. lacteum* als salztolerant.

Auch nach Rivera & Perich (1994) liegen die Toleranzen einiger in Nordamerika vorkommenden Tricladiden im Gramm-pro-Liter-Bereich: von *Dugesia tigrina* bei 4 g L^{-1} Chlorid, von *Cura foremanni* bei 2 g L^{-1} (100% mortality bei 3 g L^{-1}) und von *Dendrocelopsis vaginatus* bei 4 g L^{-1}. *Dugesia dorotocephala* zeigte bei einer Chlorid-Konzentration von 2 g L^{-1} eine signifikante Abnahme der asexuellen Reproduktion und letztlich der Überlebensrate (Rivera & Perich 1994). Bereits bei 1.23 g L^{-1} NaCl (rund 750 mg L^{-1} Chlorid) wurden bei *Dugesia gonocephala* Verhaltensänderungen festgestellt (Palladini *et al.* 1980 *cit.* in USEPA-DB). Eine frühe Arbeit von Jones (1941) ergab in 2-Tages-Akut-Tests an *Polycelis nigra* LC_{50}-Werte von 6 740 mg L^{-1} NaCl. Deutlich niedriger lagen die Vergleichswerte für $CaCl_2$ (2 600 mg L^{-1}), $MgCl_2$ (970 mg L^{-1}) und KCl (350 mg L^{-1}).

Abgesehen von der Arbeit von Palladini *et al.* (1980) über Effekte bei chronischer Belastung sind somit für keinen Vertreter der Strudelwürmer negative Effekte von Chlorid-Konzentrationen <1 g L^{-1} bekannt. Die Zuschreibung von *Polycelis felina* zur Haloklasse 3 durch Haybach (2010) erscheint fragwürdig, da sie lediglich darauf beruht, dass diese Art nicht aus Gewässern mit mehr als 100 mg L^{-1} Chlorid gefunden wurde.

4.7.3 Rädertiere (Rotifera)

Die Gruppe der Rädertiere umfasst in der herkömmlichen Systematik sowohl planktische als auch benthische Formen, allein in Österreich sind es mehrere 100 Arten. Nach Hart *et al.* (1991) weisen Rädertiere eine breite Toleranz gegenüber Salz auf. Beisel *et al.* (2011) geben hingegen an, dass Rädertierchen in der Regel über keine sehr große Toleranz gegenüber erhöhten Salzgehalten verfügen. Ihre Abundanz und ihr Artenreichtum sinken in dem Maße, wie der Salzgehalt ansteigt (Brock & Shiel 1983; Campbell 1994). Beobachtungen in Seen zeigen eine sinkende Anzahl an Rädertierchen bei einer Salzkonzentration von mehr als 2‰ (Brock & Shiel 1983; Green & Mengestou 1991). Eine markante Reduktion der Diversität von Rädertieren beobachtete Green (1993) bei Leitfähigkeiten von 1 000 bis 3 000 µS cm^{-1}. Der Autor führt den Artenverlust jedoch weniger auf eine direkte toxische Wirkung von Salz zurück als auf geänderte biotische Interaktionen wie Fraßdruck und Konkurrenz.



Die unterschiedliche Einschätzung der Salztoleranz von Hart *et al.* (1991) und Beisel *et al.* (2011) ist durch die unterschiedlichen Konzentrationsbereiche, welche die Autoren in ihren Arbeiten abdecken, erklärbar. Es gibt eine Reihe von Arten, die hohe Salzgehalte tolerieren und sogar in hypersaline Lebensräume vordringen, z.B. *Brachionus angularis* und *Keratella quadrata* (DasSarma & Arora 2001). *Brachionus calyciflorus* – eine Art, die sowohl Süßwasser- als auch Brackwasserhabitate besiedelt – schlüpft auch noch bei einer Salinität von 8‰ (ca. 4.4 g L^{-1} Chlorid), wenngleich in geringeren Raten als bei niedrigeren Salzgehalten (Bailey *et al.* 2004). Snell *et al.* (1991) belegten für dieselbe Art ein um 40% niedrigere Schlüpfrate bei 8‰ Salzgehalt gegenüber 2‰ (ca. 1.1 g L^{-1} Chlorid).

Für eine weitere planktische Art, *Epiphanes macrourus*, fanden Kefford *et al.* (2007b) das größte Wachstum nicht im unteren (500 µS cm^{-1}), sondern im mittleren Salzkonzentrationsbereich (2 000 µS cm^{-1}). Bei 4 000 µS cm^{-1} (ca. 1 g L^{-1} Chlorid) lag die Überlebensrate zwar noch bei >80%, die Wachstumsrate war jedoch bereits um mehr als 50% gegenüber 2 000 µS cm^{-1} verringert. Kein Wachstum war bei 8 000 µS cm^{-1} zu beobachten.

Abgesehen von rein marinen Rädertieren sind nur wenige Arten dieser Gruppe als euryhalin, halophil oder sogar halobiont zu bezeichnen. *Hexarthra fennica* wurde beispielsweise in Salzseen bei einer Salinität von 5.4–81‰ gefunden (Pinder *et al.* 2004) und ist auch ein typischer Vertreter der Salzlacken des Seewinkels (Herzig & Koste 1989; Wolfram 2006b). Der bekannte Vertreter der Rädertiere in Salzgewässern ist *Brachionus plicatilis*, der in den Sodagewässern des Seewinkels oder

in afrikanischen Sodaseen wie dem Nakuru-See (Burian 2010) vorkommt und Salzseen bis zu einer Leitfähigkeit von über 200 000 µS cm^{-1} besiedelt (Blinn *et al.* 2004). Donner (1979) listet 163 Taxa auf, die im Neusiedler See vorkommen, wo in trockenen Jahren im Schilfgürtel Chlorid-Konzentrationen von mehreren 100 mg L^{-1} auftreten können.

Den Nachweisen einiger euryhaliner Arten mit Vorkommen in hochkonzentrierten Gewässern lässt sich leider keine Artenliste mit stenohalinen und salzsensitiven Vertretern gegenüberstellen. Die Tatsache, dass beispielsweise Egborge (1994) manche Arten von nur bis zu einem Salzgehalt von 1‰ (ca. 0.6 g L^{-1} Chlorid) vorfand, kann nicht als Salzsensitivität dieser Arten interpretiert werden und ebenso auf andere Umweltfaktoren oder geänderte biotische Interaktionen zurückzuführen sein.

Die genannten Beispiele betreffen zumeist planktische Vertreter. Sie sind in kleinen Bächen, in denen es infolge von Straßensalz am ehesten zu erhöhten Chloridbelastungen kommen kann, kaum anzutreffen. Zu den substratgebundenen (benthischen) Rädertieren liegen keine Informationen über Osmoregulation und Salztoleranz vor.

4.7.4 Fadenwürmer (Nematoda)

Wie bei anderen niederen Tiergruppen ist auch bei den Fadenwürmern (Nematoda) die Datenlage zur Salztoleranz und Osmoregulation sehr schwach. Gesichert ist, dass es innerhalb der Gruppe große Unterschiede in der Salztoleranz zwischen den Arten gibt. Riemann (1966) klassifizierte die Nematoden der Elbe nach ihrer Toleranz gegenüber unterschiedlichen Salzgehalten. Nach den Untersuchungen von Ax (1952) im Brackwasser der Kieler Bucht und von Forster (1998) an Küstengewässern Südostenglands dürften einige Nematodenarten vergleichsweise euryhalin sein. Dennoch ist bei höherer Salinität der osmotische Stress einer der wichtigsten Umweltstressoren für Nematoden (Austen & Warwick 1989). Der Studie von Forster (1998) folgend, dürften unterschiedliche physiologische Strategien in der Osmoregulation für die räumliche Verteilung einzelner Arten entlang eines Salzgradienten verantwortlich sein.

Die zitierten Arbeiten stammen mehrheitlich aus Übergangsgewässern und Brackwasserhabitaten. Für jene 26 Arten, die mach Schiemer (1978) im Neusiedler See vorkommen, lässt sich eine Chlorid-Toleranz von zumindest 200–400 mg L^{-1} angeben. In den Salzlacken wurden (nicht näher bestimmte) Nematoden bis zu einer elektrischen Leitfähigkeit von 5320 µS cm^{-1} und einer Chlorid-Konzentration von 561 mg L^{-1} gefunden (Wolfram *et al.* 2007b).

Detaillierte Studien zur Salzempfindlichkeit liegen für die Art *Caenorhabditis elegans* vor. Die Art kommt in Böden der gemäßigten Zone vor und ist – als „*Drosophila* unter den Fadenwürmern – sehr gut untersucht. Khanna *et al.* (1997) konnte die Art bei einer Chlorid-Konzentration von bis zu 12.4 g L^{-1} ohne signifikant erhöhte Mortalitätsraten züchten. In Akut-Tests mit 24- und 96-stündiger Exposition gegenüber einer Chlorid-Konzentration von 9.1–12.1 g L^{-1} betrug die Mortalität nur wenig mehr als 10%.

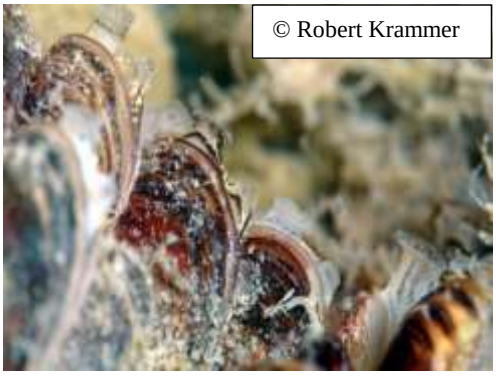
Hinweise auf eine Chlorid-Empfindlichkeit von Nematoden im unteren Konzentrationsbereich rein limnischer Lebensräume (<1 g L^{-1} Chlorid) liegen nicht vor. Manche Arten wurden sogar eher

vermehrt in streusalzbeeinflussten Gewässern gefunden, was ein indirekter Effekt von Salzstress auf andere Organismen sein könnte (Särkkä *et al.* 1997).

4.8 Weichtiere (Mollusca)

Süßwassermollusken besitzen nur eine geringe osmoregulatorische Anpassungsfähigkeit (Mader 1981 *cit.* in Glitzner *et al.* 1999). Bei erhöhter Salzbelastung kann es durch das Abwandern stenohaliner Arten zur Verschiebung des Artengleichgewichtes kommen. Bei vergleichsweise niedrigen Konzentrationen (deutlich unter Letalitätsgrenzen) wurden bei einzelnen Arten Infertilität, Missbildungen oder verändertes Sozialverhalten beobachtet (Mader 1981). Die hohe Sensitivität von Süßwassermuscheln könnte daher rühren, dass sie – anders als marine Bivalven – nur begrenzt über freie Aminosäuren in der Körperflüssigkeit verfügen, die ihnen als „compatible solutes" dienen können; sie sind daher in der Osmoregulation auf anorganische Ionen angewiesen (Dietz *et al.* 1996 *cit.* in Beisel *et al.* 2011).

Nach Piscart *et al*. (2005b) sind Mollusken hingegen mit Ausnahme von Lungenschnecken wie *Ancylus fluviatilis* (Hart *et al.* 1991) generell salztolerant. Die obere Salinitätsgrenze der meisten Mollusken wird von Berezina (2003) mit 3‰ angegeben.


© Robert Krammer

Ein klareres Bild gewinnt man in Betrachtung einzelner Arten. Eine vergleichsweise gut untersuchte Art ist die Dreikant-, Zebra- oder Wandermuschel *Dreissena polymorpha*. Die bei uns eingeschleppte Art ist ein Osmokonformer. Aufgrund des durchlässigen Epithels findet durch Wasserverlust und Ionenaufnahme eine rasche Anpassung an das Umgebungsmilieu statt, *Dreissena* gilt aber als empfindlich gegenüber einem Ungleichgewicht von Natrium und Kalium.

Die Obergrenze der Salztoleranz der Dreikantmuschel liegt bei einer Salinität von 14–15‰ (Orlova *et al.* 1998 *cit*. in Berezina 2003). Kilgour *et al.* (1994) fanden hingegen bereits bei 1‰ (das entspricht rund 600 mg L^{-1} Chlorid) und 18–20 °C erste Einbußen in der Kondition; bei 3–12 °C traten je nach Altersstadium Beeinträchtigungen bei 2–4.5‰ Salinität auf. Durch langsame Akklimatisation konnte die Salztoleranz jedoch bis 8‰ gesteigert werden. Auch Fong *et al.* (1995) beobachteten die Eiablage von *D. polymorpha* bis 3.5% Gesamtsalzgehalt ohne Anpassung und bis 7‰ bei vorhergehender Akklimatisation. In der salzbelasteten Mosel geht der Fortpflanzungserfolg von *Dreissena* ab 1.7‰ Gesamtsalzgehalt stark zurück. Über 7‰ findet gar keine Fortpflanzung mehr statt, weil die Beweglichkeit der Samenzellen abnimmt und der osmotische Druck zu einer Ruptur der Oocytenmembran führt (Fong *et al.* 1995). Dass *Dreissena* grundsätzlich erhöhte Salzgehalte bis 5‰ toleriert, wird auch von Dietz *et al.* (1996 *cit.* in Beisel *et al.* 2011) angeführt. Die Tiere sind dann jedoch kleiner, sei es durch langsameres Wachstum oder geringere Alterserwartung. Gosselck & Schabelon (2007) geben Vorkommen von *Dreissena* im Brackwasser des Oder-Ästuars an, wo daneben auch *Bithynia tentaculata* und *Potamopyrgus antipodarum* verbreitet vorkommen. Bis 4‰

kommt die mit der Dreikantmuschel verwandte *Dreissena rostriformis bugensis* vor (Mills *et al.* 1996 *cit*. in Ellis & MacIsaac 2009).

Eine weitere, vergleichsweise tolerante Molluskenart ist die zu den Lungenschnecken zählende Spitze Blasenschnecke *Physella acuta* (syn. *Physa acuta*, *Physella integra*) (Kefford & Nugegoda 2005). In der Meurthe, einem Nebenfluss der Mosel in Lothringen, kommt die Art neben *D. polymorpha*, *Corbicula fluminalis* und halotoleranten Flohkrebsen innerhalb eines Salinitätsgradienten zwischen 0.21‰ und 2.6‰ tendenziell bei höheren Salzkonzentrationen vor (Piscart *et al.* 2005b). Alcocer *et al.* (1998) fand *Physa (Physella)* in spanischen Kraterseen bei bis zu 8‰ Salinität. In vereinfachten Toxizitätstest an australischen Vertretern der Gattung *Physa* wurde über eine Expositionszeit von 60 Tagen bei 2 g L^{-1} Chlorid keine verringerte Überlebensrate beobachtet, in 96h-LC_{50}-Tests traten auch bei 3 g L^{-1} keine Stresssymptome auf. Erst bei 4.5 g L^{-1} waren nach wenigen Stunden deutliche Stresssymptome erkennbar, bei 6 g L^{-1} starben die meisten Tiere (Williams *et al.* 1999). Im Freiland fanden die Autoren die Art nur in Quellen mit 300–1345 mg L^{-1} Chlorid, allerdings war kein Unterschied in der Mortalität zwischen 1 und 2 g L^{-1} Chlorid gegeben. In früherer Studie von Williams *et al.* (1997 *cit.* in Williams *et al.* 1999) war die Art auch an Standorten mit höheren Chlorid-Konzentrationen gefunden worden. Akuttests an *P. acuta* wurden auch von Benbow & Merritt (2004) durchgeführt. die 24h-LC_{50}-Konzentration lag bei >10 g L^{-1} Streusalz (= 4.5 g L^{-1} Chlorid), nach 96 Stunden starben 40% bei 5 g L^{-1} (= 2.56 g L^{-1} Chlorid) und 100% bei 10 g L^{-1}. Bei längerer Expositionszeit (15 Tage) lag die Mortalitätsrate je nach sonstigen Testbedingungen bei 5‰ Gesamtsalzgehalt zwischen 0 und 80%, darunter wurde keine Mortalität beobachtet (Benbow & Merritt 2004). Für die nahe verwandte *Physella heterostropha* ermittelten Wurtz & Bridges (1961 *cit*. in USEPA-DB) bei Exposition über 1 bis 5 Tage LC_{50}-Werte von 3.5–7.5 g L^{-1} NaCl.

Eine häufige Art salzbelasteter Standort ist der aus Australien eingeschleppte *Potamopyrgus antipodarum*. Sein Salinitätsoptimum liegt bei ca. 5‰, die Art kann aber bei 0–15‰ wachsen und reproduzieren (Jacobsen & Forbes 1997). *P. antipodarum* dominiert in der stark salzbelasteter Werra neben anderen halotoleranten Neozoen wie *Gammarus tigrinus* (Wagner & Arle 2009) und kommt an Standorten mit einer Leitfähigkeit um 2 400 µS cm^{-1} deutlich häufiger vor als bei 460 µS cm^{-1} (Braukmann & Böhme 2011).

Die salzbelastete Werra eignet sich generell sehr gut zur Untersuchung der Salztoleranz einzelner Arten. Am Standort Vacha, wo die Werra im Mittel eine Chlorid-Konzentration von 600 mg L^{-1} aufweist und maximal ca. 1 100 mg L^{-1} erreicht, kommen *Ancylus fluviatilis*, *Bithynia tentaculata* und Erbsenmuscheln *(Pisidium)* vor. Stromab (Chlorid-Konzentration im Mittel 1 700 mg L^{-1}, maximal 2 600 mg L^{-1}) fehlen diese Arten (Wagner & Arle 2009).

Neben den bereits genannten Arten führen Piscart *et al. (*2005b) auch *Radix* sp., *Gyraulus* sp., *Physa* sp. und *Planorbarius corneus* als salztolerant an. Im James River Estuary in Virginia ist die halotolerante Süßwasserart *Corbicula fluminea* im Brackwasserbereich dominant (Diaz 1989), die auch in der Meurthe bis 2.6 g L^{-1} Chlorid vorkommt (Piscart *et al.* 2005b). Swanson *et al.* (1988 *cit*. in Euliss *et al.* 1999) berichtet über Vorkommen der Schlammschnecke *Lymnaea stagnalis* in permanenten oder periodischen Feuchtgebieten mit Leitfähigkeiten bis 5 000 µS cm^{-1} (entspricht zumindest 1 g L^{-1} Chlorid). Bei höheren Konzentrationen >5 000 µS cm^{-1} wurde die Art zunehmend durch *Lymnaea elodes* verdrängt und konnte sich nicht an Standorten mit mehr als 10 000 µS cm^{-1}

halten. Dowden *et al.* (1965) ermittelten für *Lymnaea* sp. LC_{50}-Werte über 1 und 2 Tage Exposition gegenüber NaCl von 3.4 g L^{-1}.

Aus den Salzlacken des Seewinkels sind *Gyraulus laevis* bei bis zu 1.14 g L^{-1} Chlorid und *Radix labiata* (syn. *peregra*) bei bis zu 193 g L^{-1} Chlorid nachgewiesen (Wolfram *et al.* 2007b). Im Neusiedler See wurden im Schilfgürtel, wo die Chlorid-Konzentration über 400 mg L^{-1} betragen kann, unter anderem *Lymnaea stagnalis, Galba truncatula, Stagnicola palustris, Planorbarius corneus, Planborbis planorbis, Gyraulus crista, Radix auricularia, Physa fontinalis, Bithynia tentaculata, B. leachi, Armiger crista* und *Gyraulus laevis* nachgewiesen (Eschner 1992; Eschner & Waitzbauer 1995; Varga & Berczik 2001). Deutlich höhere Toleranzgrenzen von bis zu 4.2 g L^{-1} Chlorid werden von Berezina (2003) für *Planorbis planorbis* und *Radix balthica* (syn. *ovata*), aber auch die Erbsenmuschel *Pisidium amnicum*, angegeben, für *Bithynia tentaculata* sogar bis 6.3 g L^{-1}. Für die bei uns nicht heimische *Planorbella campanulata* ermittelten Wurtz & Bridges (1961 *cit*. in USEPA-DB) LC_{50}-Werte zwischen 6.15 g L^{-1} NaCl (Exposition 3–5 Tage) und 10 g L^{-1} (1-tägige Exposition), für *Gyraulus circumstriatus* zwischen 3.2 und 10 g L^{-1} NaCl.

Zum Nachweis von *Stagnicola palustris* ist anzumerken, dass diese Art von Haybach (2010) in Haloklasse 3 (keine Vorkommen in Gewässern Nordrhein-Westfalens mit >100 mg L^{-1} Chlorid) geführt wird und damit neben *Bythinella dunkeri*, *Planorbis carinatus* und *Valvata macrostoma* als eher salzempfindlich eingestuft wird. Diese Diskrepanz zeigt, wie unsicher Zuschreibungen zu einer geringen Salztoleranz allein aus dem Fehlen von Nachweisen bei höheren Salzgehalten sind.

Gesicherte Befunde zum zu Arten mit nachweislich geringer Salztoleranz gibt es nur wenige. Wurtz & Bridges (1961 *cit*. in USEPA-DB) untersuchten die Salztoleranz der Erbenmuschel *Sphaerium*. Bei ansteigender Exposition von 1 auf 4 Tage sanken die LC_{50}-Werte für NaCl von 2.25 auf 1.15 g L^{-1}, was Chlorid-Grenzwerte für eine längere chronische Belastung von wenigen 100 mg L^{-1} erwarten lässt.

Bemerkenswert sind die Untersuchungen von Gillis (2011) an der in Kanada vorkommenden „Northern riffleshell mussel“ *Epioblasma torulosa rangiana*. Diese Art zählt zur Familie der Flussmuscheln (Unionidae), der in Österreich unter anderem die Bachmuschel *Unio crassus* und die Große Teichmuschel *Anodonta cygnea* zuzurechnen sind. In akuten Toxizitätstest an Glochidien (den parasitischen Muschellarven) konnten erste Effekte (24h-EC_{10}) bereits bei einer Chlorid-Konzentration von 42 mg L^{-1} (95%-Konfidenzintervall: 24–57 mg L^{-1}) nachgewiesen werden. Bei Akuttests an dieser und drei weiteren Arten lag die geringste 24h-EC_{50}-Konzentration bei 113 mg L^{-1}. EC-Werte für chronische Belastung wurden nicht ermittelt, doch ist es denkbar, dass diese noch darunter liegen. In einem ähnlich niedrigen Bereich (24 mg L^{-1} Chlorid) lag die 24h-EC_{10}-Konzentration von *Lampsilis fasciola*, einer weiteren nordamerikanischen Großmuschel (Bringolf *et al.* 2007). Der Befund ist jedoch unsicher und könnte auch auf natürliche Variabilität zurückgehen. CCME (2011a) zitieren eine ältere Arbeit von Mackie (1978), der in einem 60–80 Tage dauernden Langzeittest mit *Musculium securis*, einem Verwandten der bei uns eingeschleppten Häubchenmuschel *Musculium* aus der Familie der Erbsenmuscheln (Sphaeriidae), bei 121 mg L^{-1} Chlorid eine verringerte Geburtenrate feststellte.

Die extremen Unterschiede zwischen der gut dokumentierten Salztoleranz von *Physella acuta* und *Potamopyrgus antipodarum* auf der einen Seite und einigen nordamerikanischen Muscheln auf der

anderen Seite verdeutlicht, dass unser Wissen oft auf sehr wenigen Arten beruht, die für eine ganze Gruppe nur wenig repräsentativ sein mögen. Gillis (2011) betont, dass gerade Großmuscheln wesentlich sensitiver gegenüber Schadstoffen sind als die typischen Testorganismen, auf denen unser Wissen oftmals beruht. Der Autor verweist in diesem Zusammenhang auf andere Schadstoffe, bei denen ebenfalls Großmuscheln niedrigere Toleranzgrenzen aufweisen als andere Organismen.

Für Österreich ist der Befund zu den Großmuscheln insofern von Interesse, als gerade diese auch die kleinen abflussarmen Bäche in Ostösterreich besiedeln, welche potenziell von erhöhten Chlorid-Konzentrationen betroffen sind. Leider ist die konkrete Salztoleranz der heimischen Großmuscheln kaum etwas bekannt. Das gilt insbesonders für die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera*, die die schwach gepufferten Gewässer der Böhmischen Masse besiedelt. Haybach (2010) führt in seiner Arbeit zur Salztoleranz von Evertebraten Nordrhein-Westfalens zumindest zwei Großmuschelarten an, die in Gewässern mit Chlorid-Konzentrationen >200 mg L^{-1} *(Anadonta anatina)* bzw. >400 mg L^{-1} *(Unio pictorum)* vorkommen. Ob auch Glochidien ähnlich hohe, möglicherweise nur zeitweise auftretende Salzgehalte tolerieren, ist ungewiss.

4.9 Ringelwürmer (Annelida)

4.9.1 Wenigborster (Oligochaeta)

Oligochaeten verfügen über eine dünne, nicht-chitinhältige Cuticula, die dadurch eine weniger effiziente Barriere gegenüber Salzen darstellt als die Cuticula von Arthropoden (Barnes 1968; Meglitsch 1972, beide *cit*. in Hamilton *et al*. 1975). Das mag der Grund sein, warum zwar die meisten Oligochaeten über einen weiten Bereich salztolerant sind, allerdings in zwei der drei Ordnungen (Moniligastrida und Lumbriculida) keine echten Salzwasserarten umfassen. Lediglich unter den Haplotaxida und hier vor allem unter den Familien Tubificidae und Enchytraeidae gibt es hingegen eine Reihe ausgesprochen salztoleranter Formen. Zahlreiche Arten dringen in leicht brackische Habitate vor, manche fehlen sogar in rein limnischen Gewässern (z.B. *Peloscolex benedei*, *Tubifex costatus*). Die Unterfamilien Phallodrilinae und Clitellinae der Familie Tubificidae umfasst reine Brackwasser- oder Meeresbewohner (Brinkhurst 1973). Im Vergleich der beiden bei uns artenreichsten Familien dürften die die Tubificiden gegenüber den Naididen empfindlicher gegenüber Salzeinfluss sein (Chapman & Brinkhurst 1987).

Zu den tolerantesten Arten dieser beiden Familien gehören vermutlich *Limnodrilus hoffmeisteri* und *Nais elinguis*. *L. hoffmeisteri* tritt im James-River-Ästuar in Virginia dominant auf, eine weitere Art der tidenbeeinflussten Zone dieses Ästuars ist *Ilyodrilus templetoni* (Diaz 1989). Pottgiesser & Sommerhäuser (2008b) zählen zur typischen Fauna temporär brackwasserbeeinflusster Gewässer Norddeutschlands unter anderem *Amphichaeta sannio, Heterochaeta costata* und *Potamothrix bavaricus*.

Hamilton *et al.* (1975) ermittelten für *Nais variabilis* nach 48 h eine 100%ige Mortalität bei Exposition gegenüber 3735 mg L^{-1} NaCl und 204 mg L^{-1} KCl. Berezina (2003) gibt für *Stylaria lacustris, Lumbriculus variegatus, Limnodrilus hoffmeisteri* und *Tubifex tubifex* Toleranzgrenzen im Salzgehalt von 8.1‰, 4.2‰, 6.3‰ und 6.3‰ an. Zwischen 5.8 und 7.5 g L^{-1} NaCl lagen auch die

LC_{50}-Werte für *L. hoffmeisteri* in der Testreihe von Wurtz & Bridges (1961 *cit*. in USEPA-DB) mit Expositionszeiten zwischen 1 und 7 Tagen. Bei Exposition über 1 bis 4 Tage ermittelte Khangarot (1991 *cit*. in USEPA-DB) LC5-0Werte von 7.8–12.5 g L^{-1} NaCl. Deutlich niedrigere Konzentrationen geben Elphick *et al.* (2011) für chronische Tests über 28 Tage an *T. tubifex* und *L. variegatus* an. Erste Reaktionen treten bei *T. tubifex* bei 606 mg L^{-1} Chlorid, bei *L. variagtus* bei 366 mg L^{-1} Chlorid auf. Bei 474 mg L^{-1} Chlorid treten nach Khangarot (1991) bei *T. tubifex* sublethale Effekte wie eine Reduktion der Bewegungen auf.

Für den Ästuar der Weser bei Bremen sind im unteren, brackwasserbeeinflussten Bereich die Brackwasserarten *Tubifex costatus*, *Paranais litoralis* und *Peloscolex heterochaetus* die vorherrschend. Für den Oder-Ästuar und das Brackwasser der Kieler Bucht führen Ax (1952) und Gosselck & Schabelon (2007) die Arten *Nais barbata*, *N. elinguis*, *N. variabilis*, *Enchytraeoides arenarius*, *E. glandulosus*, *Paranais litoralis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamothrix hammoniensis* und *Psammoryctides albicola* an. Milbrink (1999) nennt mit *Potamothrix heuscheri* eine weitere Brackwasserart aus der Familie der Tubificiden, Brinkhurst (1973) zusätzlich zu einen bereits genannten Arten auch die Naididen *Dero pectinata*, *Nais communis*, *Pristina plumiseta*, *Stylaria lacustris* und *Uncinais uncinata*.

Im Bereich der Schelde-Mündung fanden Seys *et al.* (1999) *L. hoffmeisteri* (bis 11.9 PSU), *L. claparedeianus*, *L. udekemianus*, *L. profundicola* (2.0 PSU), *T. tubifex* (bis 6.1 PSU), *Paranais litoralis* (bis 11.9 PSU). Enchytraeidae wurden hingegen nur bis 0.5 PSU nachgewiesen, *Dero digitata*, *Psammoryctides barbatus* und *Spirosperma ferox* nur bis 0.2 PSU (0.5 PSU entspricht etwa 1000 µS cm^{-1}, 10 PSU rund 18 000 µS cm^{-1}).

Nais variabilis, *Limnodrilus hoffmeisteri* und *Tubifex tubifex* sind auch aus spanischen Salzseen bis 7.4‰ beschrieben (Alcocer *et al.* 1998). In der salzbelasteten Werra wurden Oligochaeten bis Höhe Vacha (Chlorid-Mittelwert 600 mg L^{-1}, Maxima bis 1.1 g L^{-1}) gefunden. Stromab (Mittel 1.7 g L^{-1}, Maxima 2.6 g L^{-1}) waren Oligochaeten ebenso anzutreffen, aber in geringeren Dichten (Wagner & Arle 2009).

Für 19 Oligochaeten-Arten geben Erséus *et al.* (1998) Obergrenzen der Salztoleranz im Brackwasser an skandinavischen Küsten an. Die Werte liegen zwischen 2.3 und 3.4‰. Die Liste der Brackwasserarten ist damit um die Naididen *Chaetogaster cristallinus*, *C. diaphanus*, *C. diastrophus*, *Nais pseudobtusa* und *Ophidonais serpentina* sowie die Enchytraeiden *Cernosvitoviella immota*, *Lumbricillus arenarius*, *L. fennicus*, *L. lineatus*, *L. rivalis* und *Marionina southerni* zu erweitern. Nach Lasserre (1971) kommt *Marionina* sogar bis 15‰ vor.

Eine überschaubare Artenzahl ist aus dem Neusiedler See (bis etwa 40 mg L^{-1} Chlorid) und Seewinkel bekannt (Salbrechter 1991; Wolfram 1993; Wolfram *et al.* 1999, 2007b). In den Salzlacken des Seewinkels war bei 2‰ Gesamtsalzgehalt eine Abnahme der Diversität der Oligochaeten zu beobachten. Der maximale Salzgehalt, bei denen Oligochaeten vorkamen, betrug 2.9‰, die höchste Chlorid-Konzentration lag bei 432 mg L^{-1}. Aus dem Gebiet Neusiedler See – Seewinkel sind derzeit folgende Taxa bekannt: *Aeolosoma* sp., *Chaetogaster langi*, *C. diaphanus*, *C. diastrophus*, *Homochaeta naidina*, *Nais elinguis*, *N. communis*, *N. pardalis*, *N. simplex*, *N. variabilis*, *Vejdovskyella*

comata, *Pristinella bilobata*, *Limnodrilus propfundicola*, *L. hoffmeisteri*, *L. udekemianus*, *Potamothrix bavaricus*, *Potamothrix hammoniensis*, *Psammoryctides barbatus*, *Tubifex tubifex*, Enchytraeidae.

Ein anderes Bild zur Salztoleranz von Oligochaeten vermitteln Hart *et al.* (1991). Sie führen für die Oligochaeten Australiens einen Salzgehalt von 0.28–1‰ als Vorkommensgrenze an. Wie gut diese Aussage abgesichert oder auf die Verhältnisse in Mitteleuropa übertragbar ist, bleibt offen.

Zusammenfassend ist für etliche der heimischen Oligochaeten eine Chloridtoleranz anzunehmen, die deutlich über dem derzeitigen Richtwert von 150 mg L^{-1} (QZV Ökologie OG) liegt. Die von Elphick *et al.* (2011) und Khangarot (1991) durchgeführten chronischen Tests an *Tubifex tubifex* und *Lumbriculus variegatus* wiesen jedoch Reaktionen bei einer Chlorid-Konzentration <500 mg L^{-1} nach. Das Vorkommen dieser beiden Arten in Brackwasserhabitaten verdeutlicht allerdings, wie unsicher aber die Datenlage letztlich ist.

4.9.2 Egel (Hirudinea)

Die meisten aquatischen Egel sind Süßwasserbewohner, nur etwa ein Fünftel aller Arten besiedelt Salzgewässer. Über die Mechanismen der Osmoregulation bei Egeln und die Salztoleranz der reinen Süßwasserarten ist wenig bekannt. Egel verfügen zwar grundsätzlich über eine hohe Toleranz gegenüber anderen Schadstoffen wie Pestiziden oder manchen Schwermetallen. Daraus kann jedoch nicht auf eine vergleichbar hohe Salztoleranz geschlossen werden.

Nach Zerbst-Boroffka (1984 *cit.* in Clauss 2001) produzieren Egel in hypoosmotischer Umgebung zur Kompensation des Eindringens von Wasser elektrolyltarmen Urin. Ein Verlust von Ionen wie Natrium über das Integument wird durch aktive Aufnahme kompensiert, welche ebenfalls am Integument stattfindet. Blutsaugende Egel wie *Haemopis* oder *Hirudo* müssen die massive Aufnahme von Salzen über das aufgenommene Blut kompensieren. Die überschüssigen Ionen werden über die Metanephridien ausgeschieden werden (Zerbst-Boroffka & Wenning 1986).

Die meisten Egelarten, die in Gewässer mit höheren Salzgehalten vordringen, gehören der Familie der Piscicolidae (Fischegel) an. Erséus *et al.* (1998) gibt Vorkommen des Fischegels *Piscicola geometra*, der Plattegel (Glossiphoniidae) *Theromyzon tessulatum* und *Helobdella stagnalis* und des Rollegels *Erpobdella octoculata* in leicht brackischen Gewässern Skandinaviens bis 2.6‰ Salinität an. In Akuttestes tolerierten *Erpobdella octoculata* und *Helobdella stagnalis* bis 6.3‰ (Berezina 2003). Bis 7.4‰ wurden (nicht näher bestimmte) Egel in spanischen Kraterseen nachgewiesen (Alcacer *et al.* 1998). Aus dem Neusiedler See (bis 400 mg L^{-1} Chlorid) sind *Helobdella stagnalis* und *Erpobdella monostriata* beschrieben (Varga & Berczik 2001), Andrikovics (1979) führt neben diesen beiden Arten für den Schilfgürtel des Sees *Theromyzon tessulatum*, *Piscicola geometra*, *Hemiclepsis marginalis*, *Glossiphonia heteroclita* und *Hirudo medicinalis* an. Bis über 400 mg L^{-1} wurden auch *Trocheta pseudodina*, *Glossiphonia* sp. und *Erpobdella octoculata* in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens mit >400 mg L^{-1} gefunden (Haybach 2010).

Toxizitätstest an *Erpobdella octoculata* führten Wurtz & Bridges (1961, *cit.* in USEPA-DB) durch. Bei Exposition zwischen 2 und 5 Tagen lagen die LC_{50}-Werte von NaCl bei 7.5 g L^{-1}, bei eintägiger Exposition bei 10 g L^{-1}.

Wie bei den Oligochaeten gibt es somit keine gesicherten Hinweise auf eine erhhte Sensitivität von Hirudineen gegenüber einer Chlorid-Belastung. Das Fehlen von von Nachweisen von *Dina* sp. in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens mit mehr als 100 mg L^{-1} Chlorid und die Zuordnung in Haloklasse 3 mit chloridempfindlichen Taxa durch Haybach (2010) erscheint fragwürdig.

4.10 Krebstiere (Crustacea)

4.10.1 Kleinkrebse

Die „Micro-Crustaceen“ sind eine sehr heterogene und keineswegs monophyletische Gruppe. Sie umfassen einerseits planktische Formen wie viele „Cladoceren“, die ebenfalls paraphyletisch und den Blattfußkrebsen zuzurechnen sind, oder Copepoden (Ruderfußkrebse). Eine Ordnung der Copepoda, die Harpacticoida, einige Familien der Cladoceren (z.B. Macrothricidae, etliche Vertreter Chydoridae) sowie die Muschelkrebse (Ostracoda) gehören zum Zoobenthos. Aufgrund ihrer geringen Größe werden sie jedoch nicht der Makrofauna zugerechnet und in Österreich traditionell nicht in den WGEV- und GZÜV-Monitoringprogrammen in Österreich mit erfasst.

Ruderfußkrebse, Wasserflöhe und Muschelkrebse haben keinen marinen Ursprung und verfügen daher meist auch nicht über eine hohe Toleranz gegenüber einer Aufsalzung des Wassers (Beisel *et al.* 2011). Eine Anpassung zur Überdauerung hoher Salzgehalte ist die Diapause in Form von impermeablen Eiern und Dauerstadien (Aladin & Potts 1995; Bailey *et al.* 2004; Nielsen *et al.* 2012). Aber auch außerhalb der Diapause können manche Kleinkrebse extrem saline Gewässer besiedeln (Blinn *et al.* 2004; Löffler 1961; Pinder *et al.* 2002, 2004). Aladin & Potts (1995) sehen Cladoceren sogar als starke Osmoregulierer, deren Salztoleranz jener von Fischen oder Zehnfußkrebsen ebenbürtig ist. Der Ionenaustausch erfolgt vor allem über die Epipoditen und die sogenannte ‚nuchal gland‘ (Salzaufnahme) bzw. ‚maxillary gland‘ (Wasseraustausch), welche die Funktion einer Kieme haben. Die verantwortlichen Zellen ähneln hinsichtlich der hohen Mitochondriendichte den Chloridzellen anderer Tiergruppen (Aladin & Potts 1995).

Oftmals sind Abundanz und Artenreichtum von Kleinkrebsen mit dem Salzgehalt indirekt proportional korreliert (Brock & Shiel 1983; Campbell 1994 cit in Beisel *et al.* 2011). In den Salzlacken des Seewinkels nahm die Diversität der Cladoceren ab ca. 3 g L^{-1} Gesamtsalzgehalt ab (Wolfram *et al.* 1999). In Australien sind Cladoceren mit wenigen Ausnahmen auf Gewässer mit <1‰ Salinität beschränkt; das gleiche für Ostracoden (Muschelkrebse), wenngleich hier auch einige halophile Formen Gewässer bis >35‰ besiedeln (Hart *et al.* 1991). Copepoden sind nach den Autoren meist bei <0.4‰ anzutreffen. Blinn *et al.* (2004) gibt für die meisten Kleinkrebse Australiens eine Toleranzgrenze von 10 000 µS cm^{-1} an. Bei *Newnhamia fenestra* (Ostracoda) war jedoch bereits bei 2 500 µS cm^{-1} eine Abnahme des Schlupferfolgs erkennbar (Kefford *et al.* 2007b). Brock *et al.* (2005) führten Experimente zum Schlupf planktischer Kleinkrebse bei unterschiedlichen Salinitäten durch und fanden verringerte Schlupfraten bereits bei 0.3‰.

Toxizitätsdaten für **Cladoceren** gibt es vor allem für die klassischen Testorganismen *Daphnia magna*, *D. pulex* und *Ceriodaphnia dubia* in großer Zahl. Die 96h-LC_{50}-Werte für NaCl liegen bei diesen drei Arten zwischen 2.3 und 6.7 g L^{-1} (Environment Canada 2001). Weber-Scannell & Duffy (2007) gibt

für *D. magna* einen 48h-LC_{50}-Wert von >5 g L^{-1} NaCl an, Arambasic *et al.* (1995) 4.7 g L^{-1} NaCl, Gardner & Royer (2010) für *D. pulex* Werte von 1.81–2.04 g L^{-1} Chlorid. In Toxizitätstest von Bäthe & Coring (2008) waren erst ab einer Chlorid-Konzentration von 2 g L^{-1} nach mindestens 5 Tagen toxische Effekte auf *D. magna* erkennbar; 3 g L^{-1} Chlorid (4.95 g L^{-1} NaCl) wurden nur für wenige Stunden toleriert. Dabei stieg die Toxizität mit erhöhter Kalium- und Calcium-Konzentration. In chronischen Tests konnten von Bäthe & Coring (2008) bei 1–2.5 g L^{-1} Chlorid keine Effekte nachgewiesen werden. Die 48h-LC_{50}-Werte für *Daphnia carinata* betragen 5.3–7.7‰ Gesamtsalzgehalt (Kefford 2000). Bei 2 g L^{-1} NaCl stellten Cowgill & Milazzo (1990 *cit*. in Findlay & Kelly 2011) an *Daphnia* eine Verringerung der Brutgröße fest.

Für *Ceriodaphnia dubia* geben Corsi *et al.* (2010) IC_{25}-Werte aus chronischen Tests aus dem Jahr 2007 von 1.05 mg L^{-1} Chlorid an. Tests aus einem größeren Zeitraum von 1997–2007 ergaben, dass bei 1.77 g L^{-1} Chlorid die Produktion von Nachwuchs bei dieser Art eingestellt wird, ob die Tiere selbst weiterleben können. Mortalität tritt ab 1.9 mg L^{-1} Chlorid ein, erste toxische Effekte aber bereits ab 600 mg L^{-1}. Keine Unterschiede konnten Aragão & Pereira (2003) in den NOEC und 7d-IC-Werten für *Ceriodaphnia dubia* unterschiedlicher Altersstadien feststellen.

Mit 259 mg L^{-1} auffallend niedrig ist die *effect concentration* 10d-EC_{10}, die Harmon *et al.* (2003 *cit*. in CCME 2011a) in einem chronischen Test bei *Daphnia ambigua* fand. Eine höhere Salztoleranz weisen *Bosmina longirostris* (Nachweise bis 7.5‰ Salinität, Ackefors 1971) und *Bythotrephes longimanus* auf (bis 8‰, Grigorovich *et al.* 1998, beide *cit*. in Ellis & MacIsaac 2009). Weitere Arten mit erhöhter Salztoleranz finden sich in den Gattungen *Sida*, *Simocephalus* und *Chydorus*. *Macrothrix hirsuticornis* kommt bis 30‰ Salinität, *Chydorus sphaericus* bis 12‰ und 4.2 g L^{-1} Chlorid vor (Aladin & Potts 1995). Im Seewinkel liegen vor allem für *Macrothrix rosea* (bis 890 mg L^{-1}) und *Oxyurella tenuicaudis* (1.14 g L^{-1}) Angaben für Vorkommen bei erhöhten Chlorid-Konzentrationen vor (Wolfram *et al.* 2007b). Im Neusiedler See – und damit bei durchschnittlich 250 mg L^{-1} und im Schilfgürtel maximal 400 mg L^{-1}) sind neben einer Reihe planktischer Cladoceren wie *Leptodora kindtii* und *Diaphanosoma mongolianum* auch benthische Cladoceren wie *Macrothrix hrisuticornis*, *M. laticornis*, *Iliocryptus sordidus*, *Alona rectangula*, *Pleuroxus aduncus* und *Leydigia acanthocercoides* verbreitet (Wolfram 1993).

Unter den **Copepoden** wurde *Boeckella hamata* von Hall & Burns (2001) untersucht. Die 96h-LC_{50}-Werte liegen bei dieser Art je nach Temperatur bei 1.06–1.61 g L^{-1} Chlorid, wobei signifikante Unterschiede zwischen Männchen und Weibachen gegeben sind. In chronischen Tests wurden ab 500 mg L^{-1} Chlorid negative Effekte festgestellt. Für die Salzlacken des Seewinkels sind unter anderem *Eucyclops macrurus* (bis 160 mg L^{-1} Chlorid), *E. serrulatus* (160 mg L^{-1}), *Diacyclops* sp. (203 mg L^{-1}), *Cyclops* cf. *strenuus* (432 mg L^{-1}), *Megacyclops gigas* (315 mg L^{-1}), *M. viridis* (1 141 mg L^{-1}) und *Mesocyclops leuckarti* (1 141 mg L^{-1}) belegt (Wolfram *et al.* 2007b). Nachweise weiterer Arten von Copepoden wie auch Cladoceren finden sich in Forró (1990) und Metz & Forró (1989, 1991).

Unter den heimischen **Ostracoden** sind mehrere aus den Salzlacken des Seewinkels bei erhöhten Salzgehalten bekannt (Löffler 1957, 1959). In den Aufnahme der benthischen Lebensgemeinschaft von 20 Salzlacken zwischen 1996 und 1998 wiesen Wolfram *et al.* (2007b) unter anderem *Candonopsis kingstei, Cyclocypris ovum, Ilyocypris biplicata, Limnocythere inopinata* und *Potamocypris unicaudata* nach, teilweise bis über 400 mg L^{-1} Chlorid *(C. kingstei, C. ovum)* und 1.14 g L^{-1} *(L. inopinata)*. Im Sediment des Neusiedler Sees (bis 400 mg L^{-1}) wurden Anfang der 1990er Jahre *Limnocythere inopinata*, *Darwinula stevensoni*, *Cypria ophthalmica, Ilyocypris brady* und *Candona neglecta* gefunden (Wolfram 1993). Einige dieser Arten besiedeln aber auch hypersaline Gewässer (De Deckker 1981).

Für *L. inopinata*, die eine vergleichsweise hohe Salztoleranz aufweist (Yin *et al.* 1999), konnte Geiger (1994) eine Abnahme der klonalen Diversität von Salzlacken zu Süßwasser nachweisen, wenngleich keine Unterschiede in der Toleranz an sich.

Ganning (1971 *cit*. in Gandolfi *et al.* 2001) untersuchte *Heterocypris salina, H. incongruens* und *Cypridopsis aculeata* in Baltischen Brackwasser-Pools. Die drei Arten unterschieden sich im Vorkommen unterschiedlicher Salzgehalte (4–8‰, 0.5–3‰ und 2–8‰): *H. incongruens* erwies sich als deutlich sensitiver als die beiden anderen Arten und überlebte nut bis 5‰.

Eine Reihe von Untersuchungen zur Osmoregulation und Salztoleranz wurden an der eurytopen Süßwasserart *Darwinula stevensoni* durchgeführt (Gandolfi *et al.* 2001). Sie kommt in Brackwasserhabitaten vor, meist bei <1‰, aber auch darüber. Löffler (1961) fand die Art in Steppenseen des Iran bei 15‰. Nach Aladin & Plotnikov (1993) ist *Darwinula* ein primitiver Osmoregulierer (osmokonform bei hohen, hypoosmotisch bei niedrigen Salzgehalten) und verschwand aus dem Aralsee, als dessen Salzgehalt 14‰ überschritt. Chronische Tests ergaben aber bereits im Vergleich von 0.1‰ und 1.35‰ Gesamtsalzgehalt unterschiedliche Eiproduktionsraten (Gandolfi *et al.* 2001).

Insgesamt kann für eine Reihe von Kleinkrebse aus dem Vorkommen an Standorten mit erhöhtem Salzgehalt und aus Toxizitätstest auf eine mäßig gut entwickelte Salztoleranz geschlossen werden. Chronische Effekte – die wie bei anderen Gruppen ungenügend erforscht sind – können bei vereinzelt schon bei 500–600 mg L^{-1} auftreten.

4.10.2 Flohkrebse (Amphipoda) und Asseln (Isopoda)

Flohkrebse sind in Österreich nur mit zwölf, teilweise neobiotischen, Arten vertreten. Insgesamt gelten die Amphipoden als eine Gruppe, deren Vertreter auch erhöhte Salzgehalte ertragen können. So ist beispielsweise die in Nordamerika beheimatete *Hyalella azteca* sowohl im Süß- als auch Brackwasser beheimatet. Sowohl in akuten als auch chronischen Toxizitätstests mit Straßensalz lagen die LC_{50}-Werte bei über 10 g L^{-1} (Exposition: 1, 4 und 15 Tage; Benbow & Merritt 2004). In Spanien wurde die (hier eingeschleppte) Art in salinen Kraterseen bei 7.4‰ Salinität nachgewiesen (Alcacer *et al.* 1998), in Nordamerikanischen Prairie-Seen bis 37‰ (Hammer *et al.* 1990).

Deutlich niedriger lagen die LC_{50}-Werte bei der ebenfalls nordamerikanischen Gattung *Crangonyx*. In Akuttests stieg die Mortalität bei 6 g L^{-1} NaCl nach 24 h, während nach 4 Tagen bereits 90% der

Testtiere tot waren (Williams *et al.* 1997). Stresssymptote waren nach 24 h auch schon bei 4.5 g L^{-1} NaCL erkennbar (Williams *et al.* 1999).

Die in Österreich vorkommende Art *Corophium curvispinum* wird von Piscart *et al.* (2011 als schwach salztolerant eingeschätzt. Der 72h-LC_{50}-Wert liegt bei 10.8 g L^{-1}, wenngleich verschiedene Unterarten unterschiedliche Toleranzen aufweisen können. Die Autoren verweisen auch eine große physiologische Variabilität zwischen Populationen.

Eine große Bandbreite der Salztoleranz besteht innerhalb der Gattung *Gammarus*. Als typische Brackwasserarten präsentieren sich *Gammarus zaddachi* und *G. duebeni* (Ax 1952; Williams & Williams 1998b). Letztere kommt nach Hynes (1955) bis in Salinitätsbereiche von 48‰ vor. Als Brackwasserart gilt auch *G. tigrinus* (Grigorovich *et al.* 2008; Gruszka 1999; Piscart *et al.* 2010). Nach Savage (1982) ist die Wachstumsrate dieser Art bei Salzgehalten über 3.8‰ am größten. Reine Süßwasserarten sind hingegen *G. minus, G. pseudolimnaeus* (beide Nordamerika), *G. fossarum, G. pulex* und *G. roeseli*.

Die euryhalinen Gammariden besitzen ein hohes Potenzial zur invasiven Vermehrung in Gebiete, in welche sie eingeschleppt wurden (Grigorovich *et al.* 2008; Gruszka 1999). In den salzbelasteten Flüssen Deutschlands gehört *Gammarus tigrinus* neben anderen halotoleranten Niobiota wie *Potamopyrgus antipodarum* und *Corophium curvispinum* zu den dominanten Arten (Beisel *et al.* 2011; Braukmann & Böhme 2011; Wagner & Arle 2009). Bis 1976 war *G. tigrinus* in der Werra an Standorten mit Chlorid-Konzentrationen bis 40 g L^{-1} die einzige Flohkrebs-Art. Nach der Wiedervereinigung Deutschlands und einem Sanierungsprogramm für die Kaliindustrie sank die Salzbelastung des Flusses und maximal 3 g L^{-1} Chlorid. *Gammarus pulex* und *G. roeseli* kommen dennoch auf Höhe von Vacha (im Mittel 600 mg L^{-1}, maximal 1.1 g L^{-1} Chlorid) nach wie vor nur in geringen Dichten vor und fehlen stromab (im Mittel 1.7 g L^{-1}, maximal 2.6 g L^{-1} Chlorid) völlig (Wagner & Arle 2009). Möglicherweise konnte *G. tigrinus* im Fluss Meurthe (Lothringen) oder in der Werra vom Zusammenbruch der Populationen von *G. pulex* und *G. roeseli* profitieren, die dem steigenden Salzgehalt nicht mehr gewachsen waren (Braukmann & Böhme 2011). Die Autoren verweisen aber auf Vorkommen von *G. pulex* in dem (natürlicherweise salzhältigen) Salzbach bei Witzenhausen (>2 g L^{-1} Chlorid). Offenbar sind neben der Salinität auch andere Faktoren für das Fehlen dieser Art in der Werra verantwortlich.

Während für die heimischen *Gammarus*-Arten keine Toxizitätstests vorliegen, ist die in Australien beheimatate Art *Gammarus pseudolimnaeus* diesbezüglich gut untersucht. In vereinfachten Bioassays zeigte sich für diese Art bei Exposition über eine Dauer von 60 Tagen und bei 2 g L^{-1} Chlorid keine Verringerung der Überlebensrate. Allerdings begann die Kontrollgruppe sich fortzupflanzen, die Testgruppe hingegen nicht. In Akuttests war bei 3 g L^{-1} Chlorid kein Effekt erkennbar, ab 4.5 g L^{-1} stieg die Mortalität nach wenigen Stunden, und bei 6 g L^{-1} starben alle Testorganismen binnen 96 h (Williams *et al.* 1999). Blasius & Merritt (2002) geben den 96h-LC_{50}-Wert mit 7.7 mg L^{-1} NaCl an. Nach Crowther & Hynes (1977) hatte eine Chlorid-Konzentration von 800 mg L^{-1} keinen Effekt auf die Drift von *G. pseudolimnaeus*, während ein Puls von 2 165 mg L^{-1} Drift ansteigen ließ. In Biotests betrug die Mortalität nach 24 h bei 2.5 g L^{-1} Chlorid 20%. Diese Unterschiede verdeutlichen einmal mehr die große Bandbreite, die bei Toxizitätstests möglich ist und die vermutlich auf unterschiedliche Randbedingungen (vgl. Kap. 4.2) zurückzuführen ist (Benbow & Merritt 2004).

Eine Sonderstellung innerhalb der Gattung *Gammarus* könnte *G. minus*, ein Bewohner von Höhlen und Quellen der Appalachen, einnehmen. Crosset *et al.* (2007) untersuchten die Salztoleranz dieser Art und ermittelten bei 200 mg L^{-1} NaCl (als Straßensalz) innerhalb kurzer Zeit hohe Mortalitätsraten, bei 100 mg L^{-1} innerhalb 1 Stunde. Die Art wäre damit im Vergleich zu ihren verwandten extrem empfindlich gegenüber Chloridbelastungen. Leider weist die Arbeit methodische Schwächen auf und ist zudem nicht in einer peer-reviewed Zeitschrift publiziert. Der bemerkenswerte Befund bleibt damit unsicher.

Euryhaline Übergangsarten wie *G. tigrinus* gibt es bei anderen Amphipodengattungen, so z.B. bei *Dikerogammarus* mit den Arten *haemobaphes* und *D. villosus* (Devin & Beisel 2007). Nach Österreich gelangten diese wie auch andere invasive Neozoen über die Donau, wo sie im Unterlauf und Mündungsbereich mitunter hohen Schwankungen des Salzgehalts ausgesetzt sind. Piscart *et al.* (2011) gibt für *Dikerogammarus curvispinus* einen 72h-LC_{50}-Wert von 19.5 g L^{-1} an. Das bestätigt die Untersuchungen von Bruijs *et al.* (2001) und Brooks *et al.* (2008) an *D. villosus*, der in der Lage ist, seine Wasserpermeabilität und Natriumzufuhr bis zu einer Salzkonzentration von 20 g L^{-1} zu regulieren. Auch *Echinogammarus ischnus* toleriert eine Salinität von bis zu 23‰ (Jazdzewski 1980 *cit*. in Ellis & MacIsaac 2009).

Zwiespältige Ergebnisse ergeben sich auch im Vergleich von Angaben zur Salztoleranz von *Gammarus lacustris*. In einigen finnisch-russischen Seen und küstennahen Gewässern mit erhöhter Salzkonzentration wurde diese Art von *Gmelinoides fasciatus* verdrängt. Für *G. fasciatus* bestimmten Berezina *et al.* (2001) chronische Toleranzgrenze für den Gesamtsalzgehalt von 4–5‰ (Weibchen, keine Akklimatisationsphase) bis 7–8‰ (Männchen, stufenweise Akklimatisation). Ab 2‰ findet aber bei *G. fasciatus* keine Reproduktion mehr statt. Das würde eine noch geringere Salztoleranz beim verdrängten *G. lacustris* erwarten lassen. In Nordamerika kommt *G. lacustris* jedoch auch noch in Seen bis 24‰ vor (Hammer *et al.* 1990).

Nur sehr wenig ist über die Salztoleranz der pontokaspischen Art *Synurella ambulans* bekannt. Andrikovics *et al.* (1982) geben den Neusiedler See als Fundort an, was eine Chloridtoleranz zumindest bis wenige 100 mg L^{-1} nahelegen würde.

Asseln (Isopoda) sind in Österreich mit vier Arten vertreten. Die häufigste Art, *Asellus aquaticus*, kommt in der Werra bis in Bereiche vor, in denen die mittlere Chlorid-Konzentration 600 mg L^{-1} (Spitzenwerte bis 1.1 g L^{-1}) beträgt; sie fehlt aber weitgehend weiter stromab bei höheren Konzentrationen (Mittel 1.7 g L^{-1}, Maxima 2.6 g L^{-1}) (Wagner & Arle 2009). In den Salzlacken des Seewinkel wurde *A. aquaticus* nur bis maximal 239 mg L^{-1} Chlorid nachgewiesen, wobei das Fehlen bei höheren Salzgehalten aber andere Ursachen als die Chlorid-Konzentration haben mag (Wolfram *et al.* 2007b). Bayly (1972) verweist schließlich auf Nachweise aus Gewässern mit wesentlich höheren Elektrolytgehalten (bis 25‰). Das wird durch Funde in Brackwasserbereichen der Oder (Gosselck & Schabelon 2007) und experimentelle Ansätze von Berezina (2003) bestätigt. Zu den drei anderen in

Österreich vorkommenden Arten (Moog 2002) gibt es keine gesicherten Angaben zur Salztoleranz, allerdings fand Haybach (2010) *Proasellus coxalis* und *P. meridianus* vereinzelt in Nordrhein-Westfalen bis >400 mg L^{-1} Chlorid.

Insgesamt scheinen weder Amphipoden noch Wasserasseln eine besondere Sensitivität gegenüber Chloridbelastungen aufzuweisen – sieht man von dem methodisch unsicheren Befund zur amerikanischen Art *Gammarus minus* ab. Die Toleranzgrenzen liegen deutlich über jenen der Kleinkrebse.

4.11 Libellen (Odonata), Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Steinfliegen (Plecoptera)

4.11.1 Libellen (Odonata)

Für die meisten Libellenarten ist kaum etwas zur Salzsensitivität bekannt. Es gibt aber einige Arten, die erhöhte Salzkonzentrationen tolerieren. Auf Basis experimenteller Ansätze gibt Berezina (2003) für den Zweifleck *(Epitheca bimaculata)* und den Plattbauch *(Libellula depressa)* Toleranzgrenzen von 8.1‰ bzw. 6.3‰ Gesamtsalzgehalt an. Eine (bei uns nicht heimische) Mosaikjungfer *(Aeshna dugesi)* wurde von Alacer *et al.* (1998) in spanischen Salzseen bis 7.4‰ gefunden. Aus den Salzlacken des Seewinkels ist der Große Blaupfeil *(Orthetrum cancellatum)* aus der Familie der Segellibellen (Libellulidae) bis 198 mg L^{-1} Chlorid bekannt; weitere, nicht bestimmte Libellulidae wurden bis zu einer Chlorid-Konzentration von 561 mg L^{-1} gefunden (Wolfram *et al.* 2007b).

Unter den Kleinlibellen werden vor allem *Enallagma*- und *Ischnura*-Arten regelmäßig aus Gewässern mit erhöhten Salzkonzentrationen gemeldet. Pechlibellen (*Ischnura* spp.) sind bis 2.24‰ Salinität (Hart *et al.* 1991), *I. ramburii* bis 10‰ und *I. aurora* bis 21‰ nachgewiesen. Vorkommen von *E. clausum* – nach Bayly (1972) ein Vertreter der Osmoregulierer – sind bis 37‰ Salinität bekannt (Hammer *et al.* 1990), von *E. durum* und *E. pollutum* bis 10‰ (Berner & Sloan 1954), von *E. praebarum* bis 7.4‰ (Alcacer *et al.* 1998). Für eine *Argia* sp. wurden in Akuttests LC_{50}-Werte zwischen 2.35 und 3.2 g L^{-1} NaCl gefunden, die mit der Expositionszeit von mit 1 bis 4 Tagen indirekt proportional korreliert waren.

Im Neusiedler See (mit bis zu 400 mg L^{-1} Chlorid) wurden von Andrikovics (1979) und Varga & Berczik (2001) die Kleine Pechlibelle *(I. pumilio)*, die Gemeinde Becherjungfer *(E. cyathigerum)*, das Große Granatauge *(Erythromma najas)*, die Gemeine Winterlibelle *(Lestes fusca)*, Hufeisen- und Fledermaus-Azurjungfer *(Coenagrion puella, C. pulchellum)*, die Feuerlibelle *(Crocothemis*

erythraea) sowie nicht näher bestimmte Edellibellen (Aeshnidae) nachgewiesen. *E. cyathigerum* und nicht näher bestimmte Schlanklibellen (Coenagrionidae) konnten in den Salzlacken des Seewinkel bis 561 mg L^{-1} Chlorid nachgewiesen werden, Binsenjungfern (Lestidae) bis 228 mg L^{-1} (Wolfram *et al.* 2007b).

In der Werra kommt die weit verbreitete *Calopteryx splendens* bis 1 000 mg L^{-1} Chlorid vor, fehlt aber in stromab gelegenen Abschnitten, in denen die Chlorid-Konzentration durchschnittlich 1.7 g L^{-1} und maximal 2.6 mg L^{-1} beträgt (Bäthe & Coring 2010; Wagner & Arle 2009).

Neben den Angaben zur kritischen Salzkonzentrationen bei vergleichsweise salztoleranten Arten finden sich über besonders salzempfindliche Libellenarten in der Fachliteratur keine gesicherten Angaben. Haybach (2010) schließt aus der Tatsache, dass die Gemeine Weidenjungfer *(Chalcolestes viridis)*, die Zweigestreifte Quelljungfer *(Cordulegaster boltoni)* und Azurjungfern (*Coenagrion* sp.) in Gewässern Nordrhein-Westfalens nur bis 100 mg L^{-1} Chlorid gefunden werden, auf eine erhöhte Salzempfindlichkeit dieser Taxa. Diese Zuschreibung darf angesichts der erwähnten Vorkommen von *Coenagrion* im Neusiedler-See-Gebiet bei mehreren 100 mg L^{-1} bezweifelt werden.

4.11.2 Eintagsfliegen (Ephemeroptera)

Eintagsfliegen finden sich selten in Gewässern mit erhöhtem Salzgehalt, allerdings gibt es einige vergleichsweise tolerante Arten (Chadwick *et al.* 2002). Berner & Sloan (1954) berichten über Vorkommen von *Callibaetis floridanus* (Baetidae) in Brackwasser von 2 bis 10‰, *Tricorythus* (Tricorythidae) toleriert Salzgehale von 0.2 bis 3.2‰ (Goetsch & Palmer 1997). Die Ephemeride *Hexagenia limbata* besiedelt einen stark salzbelasteten Fluss in Oklahoma (Magdych 1984) sowie den Lower Mobile River in Alabama trotz saisonaler Schwankungen im Salzgehalt von 0 bis 25‰ (Chadwick & Feminella 2001). Eine etwas geringere Salztoleranz ist für diese Art aus der Versuchsreihe von Savage (1982) abzuleiten. Demnach nahm die Wachstumsrate von *H. limbata* mit steigendem Salzgehalt von 0 bis 4‰ ab; höhere Salzgehalte konnte die Art nicht überleben. Gemäß den Akuttests von Chadwick *et al.* (2002) toleriert *H. limbata* hingegen Salinitäten bis 8‰, während erst 12‰ für 100% der Testtiere letal sind. Die Autoren gehen davon aus, dass die Hämolymphe dieser Art bei 8‰ isoosmotisch ist und darunter hyperosmotische Regulation stattfindet. Die fehlende Akklimatisation an höhere Konzentrationen führen Chadwick *et al.* (2002) auf ein Unvermögen zur Bildung von „compatible solute“ zurück. Die Salztoleranz ist jedoch stark temperaturabhängig. Bei 18 °C liegen die 96h-LC_{50}-Werte für *H. limbata* bei 6.3‰, bei 28 °C bei 2.4‰. In Langzeitexperimenten mit ersten Larvenstadien wurden hingegen bereits zwischen 0 und 2‰ signifikante Unterschiede in der Wachstumsrate festgestellt, während die letzten Larvenstadien keine Effekte erkennen ließen (Chadwick & Feminella 2001).

Eine hohe Salztoleranz wird auch für Vertreter der Gattung *Baetis* beschrieben. Im Ästuar des Flusses Aber in Nord-Wales kommt *Baetis rhodani* zeitweise in brackwasserbeeinflussten Bereichen vor (Williams & Williams 1998b). Für die Gattung *Baetis* geben Beisel *et al.* (2011) 72h-LC_{50}-Werte von ca. 4.3‰ an, erwähnen jedoch auch Beobachtungen bis 13.3 g L^{-1}. nach Beisel *et al.* (2011) verdeutlicht dieses Beispiel, wie schwierig es ist, große taxonomische Gruppen nach ihrer Salztoleranz einzuordnen. Unterschiedliche Salztoleranzen innerhalb der Gattung *Baetis* sind auch aus der durch die Kaliindustrie beeinträchtigten Werra bekannt. Nach Beginn der Salzsteuerung im Jahr 2000 wurden *Baetis vardarensis* und *B. vernus* in geringen Dichten auf Höhe von Gerstungen bei einer mittleren Chlorid-Konzentration von 2.2 g L^{-1} nachgewiesen. Bei Vacha (Mittelwert 600 mg L^{-1}, Maxima bis >1100 mg L^{-1}) treten *Baetis scambus* und *Heptagenia sulphura* hinzu (Bäthe & Coring 2010). Wagner & Arle (2009) geben für die Werra bei Vacha *Baetis rhodani* und *B. vernus* an, die stromab aber fehlen. Bereits Höhe Vacha fehlt *Baetis fuscatus*, die stromauf in geringer salzbelasteten Abschnitten noch regelmäßig vorkommt. *Heptagenia sulphurea* hingegen kommt nach Wagner & Arle (2009) ausschließlich stromab Vacha vor. Blasius & Merritt (2002) stellten für zwei weitere Heptageniiden, *Stenonema integrum* und *S. interpunctatum*, keinen klaren Anstieg der Drift bei bis zu 10 g L^{-1} NaCl Akutbelastung fest.

In Österreich gibt es mit *Cloeon dipterum* einen Vertreter der Ordnung, der auch in den Salzlacken des Seewinkels bis 1100 mg L^{-1} Chlorid und Leitfähigkeiten von 6 650 µS cm^{-1} vorkommt. Nach den Untersuchungen von Wichard (1975) verfügt die Art über Chloridzellen an verschiedenen Stellen des Epithels. Die Art wurde neben *Cloeon simile*, *Caenis robusta* und *C. horaria* auch im Neusiedler See (bis 400 mg L^{-1} Chlorid) nachgewiesen (Andrikovics 1979; Varga & Berczik 2001).

Benbow & Merritt (2004) untersuchten die Auswirkungen von Straßensalz auf die bei uns nicht heimische Art *Callibaetis fluctuans*. Die 24h-LC_{50}-Werte lagen bei über 10 g L^{-1} (= 4.5 g L^{-1} Chlorid), die 96h-LC_{50}-Werte zwischen 5 und 10 g L^{-1} Straßensalz (2.5–4.5 g L^{-1} Chlorid). Bei chronischen Tests über 15 Tage betrug die Mortalität bei 5 und 10 g L^{-1} Straßensalz <40% bzw. <30%, über einer Straßensalz-.Konzentration von 10 g L^{-1} stieg die Mortalität auf 100%. Die Autoren zitieren jedoch eine Arbeit von Wichard (1975), der in Akuttests mit *Callibaetis coloradensis* LC_{50}-Werte von 700 mg L^{-1} NaCl ermittelte, was entsprechend niedrigere kritische Konzentrationen für chronische Belastung vermuten lässt. Eine weitere Art derselben Gattung, *Callibaetis floridanus*, hingegen kommt auch in Brackwasser bis 10 g L^{-1} Chlorid vor (Berner & Sloan 1954).

Kurzzeit-Toxizitätstests wurden auch von Lowell *et al.* (1995) durchgeführt. Die Werte für 2d-EC_{50} (Endpunkt: reduziertes Bewegungsverhalten) betrugen bei *Baetis tricaudatus* 3.266 g L^{-1} Chlorid. Der 2d-LC_{50}-Wert für eine nicht näher bestimmte *Heptagenia*-Art betrug 4.67 g L^{-1} Chlorid (Wang & Ingersoll 2010), während Diamond *et al.* (1992) für *Stenonema modestum* in chronischen Tests über 14 Tage einen MATC-Wert von 3.047 g L^{-1} Chlorid angeben (alle drei Arbeiten *cit*. in CCME 2011b). Bei *Stenonema rubrum* überlebten in 2-tägigen Akuttests 50% der Testorganismen bei 2.5 g L^{-1} NaCl (Roback 1965 *cit.* in Echols *et al.* 2009).

Eine etwas höhere Salzempfindlichkeit könnten *Ephemerella* sp., *Rhithrogena* sp., *Oligoneuriella rhenana* und *Acentrella sinaica* aufweisen; der Befund beruht jedoch lediglich auf den Freilanddaten vom Fluss Meurthe in Lothringen und ist entsprechend unsicher (Piscart *et al.* 2005b). Auch die Untersuchungen von Hassell *et al.* (2006) legen für manche Arten eine höhere Sensitivität nahe. Die

Autoren untersuchten Wachstumsraten und Mortalität von *Cloeon* und *Centroptilum* in chronischen Tests über 21 Tage. Vollständige Mortalität war bei Salzgehalten gegeben, die einer elektrischen Leitfähigkeit von 10 000 µS cm^{-1} entsprach, in chronische Tests wart eine erhöhte Mortalität hingegen schon zwischen 900 und 2 700 µS cm^{-1} gegeben.

Für die bereits erwähnte Eintagsfliegenart *Tricorythus* sp. geben Goetsch & Palmer (1997) LC_{50}-Werte zwischen 2.2 und 4.5 g L^{-1} NaCl an. 4.13–6.96 g L^{-1} NaCl betrugen die LC_{50}-Werte für *Ameletus* sp. bei 2- bis 4-stündiger Exposition (Echols *et al.* 2009). Abnehmende LC_{50}-Werte mit kürzerer Exposition werden von Echols *et al.* (2009) für *Isonychia bicolor* angegeben. Sie liegen in 48-h-Tests bei >8 g L^{-1} NaCl, nach 72 h bei 3.5–8 g L^{-1}, nach 96 h bei 3.1 (2.25–3.78) g L^{-1} NaCl und nach 7 Tagen bei 1.73 (1.29–2.28) g L^{-1} NaCl. Aus Untersuchungen an durch Kohlegruben beeinträchtigte Gewässern geben die Autoren LOEC-Werte für die elektrische Leitfähigkeit von 1508–4101 µS cm^{-1} an, was im Bereich der sensitiven Referenzart *Ceriodaphnia dubia* (2132–4240 µS cm^{-1}) liegt. Die enorme Spannweite zwischen den LC_{50}-Werten aus Kurzzeit-Akuttest (>8 g L^{-1}) und der LOEC unterstreicht die Bedeutung von Langzeiterhebungen zur Abschätzung chronischer Belastung.

Die Mehrheit der Eintagsfliegen, zu denen Angaben über Salztoxizität und -sensitivität vorliegen, ist demnach vergleichsweise tolerant. Moog *et al.* (2010) erwähnen Vorkommen mehrerer Taxa (darunter *Rhithrogena* sp., *Ephemerella major*, *Ecdyonurus* sp.) in der Traun bei >300 mg L^{-1} Chlorid. Es gibt aber auch Hinweise auf Reaktionen im Bereich von 1500–4000 µS cm^{-1}, was einer Chlorid-Konzentration von wenigen 100 mg L^{-1} entsprechen könnte. Haybach (2010) führt auch einige Arten an, die in Nordrhein-Westfalen nur bis zu Chlorid-Konzentrationen von 100 mg L^{-1} nachgewiesen sind (*Rhithrogena semicolorata, R. hercynia, R. puytoraci, R. picteti, Electrogena lateralis, E. ujhelyii, Ecdyonurus venosus, E. torrentis, E. dispar, E. insignis, E. submontanus, Leptophlebia marginata, Potamanthus luteus, Siphlonurus* sp., *Procloeon pennulatum*). Er fasst diese Taxa in die Haloklassen 1 bis 3 mit salzempfindlichen Vertretern des Makrozoobenthos zusammen. Es wird weiter zu untersuchen sein, ob diese Taxa tatsächlich salzempfindlich sind oder aufgrund anderer Stressoren in Gewässern mit höherer Chlorid-Konzentration fehlen.

4.11.3 Steinfliegen (Plecoptera)

Steinfliegen stellen als Larven hohe Ansprüche an den Sauerstoffgehalt ihrer Wohngewässer, weshalb ihnen oft eine generell hohe Sensitivität gegenüber Stressfaktoren zugeschrieben wird. Konkrete Toxizitätstests sind jedoch rar. Die australische Art *Nemoura trispinosa* ließ in vereinfachten 96h-Akut-Toxizitätstests bei 4.5‰ Gesamtsalzgehalt keine Effekte erkennen. Bei 6‰ betrug die Mortalität nach 96 h 70% (Williams *et al.* 1999). Bei den Perliden *Acroneuria abnormis* und *Agnetina capitata* wurde von Blasius & Merritt (2002) in 96h-LC_{50}-Tests bis 10 g L^{-1} NaCl kein Effekt nachgewiesen.

Etwas mehr Daten gibt es aus Freilandnachweisen von Steinfliegen bei erhöhten Salzkonzentrationen. Im Ästuar des nordwalisischen Flusses Aber konnte zeitweise eine Abdrift von Steinfliegen (unter anderem *Chloroperla torrentium*, *Amphinemura sulcicollis, Leuctra hippopus* und *Leuctra inermis*) in Bereiche beobachtet werden, die von der Flut zu 80% erreicht werden. Nach Williams & Williams (1998b) verblieben die Tiere dort, was auf eine kurzfristige Toleranz brackiger Verhältnisse schließen lässt.

In der salzbelasteten Werra kommt *Isoperla* sp. bis zur Ortschaft Tiefenort (stromab Vacha) in abnehmenden Dichten vor und fehlt Höhe Vacha sowie weiter stromab. *Perlodes* hingegen ist bei Vacha noch häufig anzutreffen, zumindest in geringeren Dichten auch *Leuctra geniculata* und *Diura bicaudata*. Die Chlorid-Konzentration beträgt Höhe Vacha im Mittel 600 mg L^{-1} und im Maximum 1.1 g L^{-1}, weiter stromab im Mittel 1.7 g L^{-1} und maximal 2.6 mg L^{-1} (Wagner & Arle 2009). Aus der Traun sind nach Moog *et al.* (2010) *Amphinemura*, *Leuctra* und *Taeniopteryx* bei bis zu 318 mg L^{-1} bekannt.

Gesicherte Angaben über salzempfindliche Arten unter den Steinfliegen konnten im Zuge der Literaturrecherche nicht gefunden werden, allerdings ist die Datenlage bei dieser Gruppe besonders schwach. Haybach (2010) fand einige Arten in Nordrhein-Westfalen nur bis zu Chlorid-Konzentrationen von 100 mg L^{-1} (*Amphinemura sulcicollis*, *Leuctra fusca* ssp. *Siphonoperla torrentium* ssp., *Leuctra braueri*, *L. prima*, *Diura bicaudata*, *Chloroperla* sp., *Dinocras cephalotes*, *Perlodes* sp.) und reihte sie in die Gruppe der sensibleren Evertebraten (Haloklasse 1 bis 3) ein. In einer Auswertung von WGEV- und GZÜV-Daten aus den Jahren 1998 bis 2007 wurden *Dinocras* sp. und *Brachyptera risi* nur in Gewässern bis 10 mg L^{-1} gefunden. Ob diese Taxa tatsächlich salzempfindlich sind oder aus anderen Gründen bislang nicht bei höheren Konzentrationen gefunden wurden, müssen weitere Aufnahmen und Untersuchungen zeigen.

4.12 Wanzen (Heteroptera)

Unter den aquatischen Wanzen gibt es eine Reihe von Arten, die Salzgewässer besiedeln. So fanden Alcacer *et al.* (1998) die zu den Rückenschwimmern gehörende *Buenoa* sp. (Notonectidae), die Schwimmwanze *Ambrysus* sp. (Naucoridae) und die Ruderwanze *Krizousacorixa tolteca* (Corixidae) in spanschen Salzseen bei bis zu 7.4‰ Salinität. Einige Gerridae, Veliidae und Corixidae leben sogar rein marin (Andersen & Polhemus 1976; Scudder 1976). Berner & Sloan (1954) nennt als Brackwasserbewohner an Standorten bis 10‰ Salinität die Gerriden *Trepobates floridensis* und *Rheumatobates tenuipes* sowie die Veliiden *Trochopus plumbeus* und *Mesovelia mulsanti*.

Vor allem in der artenreichen Familie der Corixidae finden sich mehrere halotolerante Formen. In Gewässern bis 18‰ wurde *Sigara lugubris* (sub *Corixa*) nachgewiesen (Claus 1937 *cit.* in Sutcliffe 1961). Nach Cheng (1976) kommt die Art sogar bis 35‰ vor, hat aber zwischden 5 und 10‰ den geringsten Sauerstoffverbrauch. Die zu den Osmoregulierern zählenden Corixiden *Trichocorixa reticulate* und *T. verticalis* dringen selbst in hypersaline Gewässer bis 43‰ vor (Bayly 1972). Corixiden gehören auch zur typischen Fauna der Salzlacken des burgenländischen Seewinkels. In einer Studie aus den 1990er Jahren wurden *Corixa panzeri*, *Cymatia coleoptrata*, *Cymatia rogenhoferi*, *Paracorixa concinna* und *Sigara lateralis* sowie, aus anderen Familien, *Plea leachi*, *Ilyocoris cimicoides* und *Mesovelia furcata* aus der Runden Lacke bei Chlorid-Konzentrationen von 1.14 g L^{-1} nachgewiesen. *Micronecta* sp. ist immerhin für den Albersee mit 561 mg L^{-1}, *Notonecta* sp. für den Südlichen Stinkersee mit 192 mg L^{1}

Chlorid belegt (Wolfram *et al.* 2007b). Im Neusiedler See, der im langjährigen Mittel eine Chlorid-Konzentration von rund 250 mg L^{-1} (Maxima >400 mg L^{-1}) und eine Leitfähigkeit von rund 2000 µS cm^{-1} (Maxima im Schilfgürtel bis 4000 µS cm^{-1}) aufweist (Wolfram & Herzig 2013), kommt in den seichten Uferbereichen *Micronecta* häufig vor. Allgemeine Angaben zum Vorkommen im Neusiedler See und Seewinkel für eine ganze Reihe weiterer Arten finden sich in Melber *et al.* (1991).

Für *Micronecta annae* führen Kefford *et al.* (2004b *cit.* in USEPA-DB) 3d-LC_{50}-Werte von 8 900 bis 13 000 µS cm^{-1} an. Die hohe Salztoleranz mancher Corixiden bestätigt auch die Studie von Savage (1971) an Binnensalzgewässern in Cheshire, England. Er gibt für die Corixiden-Gattung *Sigara* Vorkommen an Standorten mit bis zu 29 000 µS cm^{-1} an.

Auch wenn die Wasserwanzen überwiegend in stehenden Gewässern anzutreffen sind, gibt es mit der Grundwanze *(Aphelocheirus aestivalis)* auch einen charakteristischen Vertreter von Fließgewässern. Nach Braukmann & Böhme (2011) besiedelt die Art in hohen Zahlen die stark salzbeeinflusste Werra stromauf von Gerstungen, verschwindet aber nach den Salzeinleitungen in Abschnitten mit im Median 2 g L^{-1} Chlorid (und 150 mg L^{-1} Kalium) völlig. Wagner & Arle (2009) führen die Art für die Werra Höhe Vacha an, wo der Fluss im mehrjährigen Mittel ca. 600 mg L^{-1} und maximal 1.1 g L^{-1} Chlorid hat. Stromab fehlt die Art bei durchschnittlich 1.7 g L^{-1} und Chlorid-Maxima von 2.6 mg L^{-1}.

Haybach (2010) nennt mit *Velia caprai* nur eine einzige aquatische Wanzenart, die in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens nur bis 100 mg L^{-1} Chlorid vorkommt. Nachdem es sich nur um einen Negativbefund aus Freilanddaten handelt (kein Nachweis bei höheren Chlorid-Konzentrationen) ist der Schluss, es handelt sich dabei um eine salzempfindliche Art fragwürdig.

Insgesamt ist für die Mehrzahl der heimischen Wasserwanzen eine gewisse Salztoleranz, teilweise zumindest bis in den Gramm-pro-Liter-Bereich, anzunehmen. Für eine erhöhte Sensitivität gegenüber Chlorid-Konzentrationen im Bereich von 400 mg L^{-1} und darunter gibt es keine sicheren Belege.

4.13 Käfer (Coleoptera)

Wie bei den meisten anderen Insekten gibt es auch unter den Käfern einige Arten mit deutlich erhöhter Salztoleranz, welche auch brackische und hypersaline Gewässer besiedeln. Echt halophile oder halobionte Formen gibt es weniger und mindestens 50 Arten sind obligat marin (Doyen 1976). Als Beispiele für extrem halotolerante Arten führt Bayly (1972) die den Osmoregulierern zuzurechnenden Taxa *Necterosoma penicillatus*, *Hygrotus masculinus* und *Helophorus* spp. an, die bis 93‰ Salinität vorkommen.

Eine typische, auch in Österreich beheimatete Salzwasserart ist *Berosus spinosus*, der im Seewinkel bei bis zu 70 000 µS cm^{-1} und einer maximalen Chlorid-Konzentration von über 3.15 g L^{-1} nachgewiesen wurde (Wolfram *et al.* 2007b). *Enochrus* sp., *Hydrochus angulatus* und nicht näher bestimmte Hydroporinae sind für die Runde Lacke mit einer Chlorid-Konzentration von 1.14 g L^{-1}, der Große Kolbenwasserkäfer *Hydrous piceus* und Laccophilinae immerhin für andere Salzlacken mit

bis zu 192 mg L^{-1} belegt.

In Spanien ist *Berosus spinosus* neben *Enochrus*- und *Ochthebius*-Arten aus Küstenlagunen mit 16–64‰ Salinität bekannt (Arias & Drake 1994). Für spanische Kraterseen mit bis zu 7.4‰ Gesamtsalzgehalt führen Alcacer *et al.* (1998) neben *Berosus* auch den Kurzflügler *Stenus* sp., den Hydrophiliden *Tropisternus* sp., Schilfkäfer (Blattkäfer) *Donacia* sp. und den Schwimmkäfer *Hydroporus* sp. an.

Unter den Hakenkäfern oder Elmiden, die vor allem in rasch fließenden Berglandgewässern, mit manchen Arten auch in größeren Tieflandgewässern vorkommen, gibt es Nachweise aus der durch die Kaliindustrie beeinträchtigten Werra. Auf Höhe von Wacha (Mittelwert der Chlorid-Konzentration ca. 600 mg L^{-1}, Maxima bis 1.1 g L^{-1}) werden *Elmis aenea, E. maugetii, E. rietscheli* und *E. rioloides* als Adulttiere nch verbreitet gefunden, stromab in Abschnitten mit im Mittel 1.7 g L^{-1} und maximal 2.6 g L^{-1} Chlorid aber nur mehr vereinzelt. Auch die Larven von *Elmi*s treten aber bis Vacha häufig auf, stromab nur mehr in Einzelfunden (Wagner & Arle 2009). Eine ähnliche Verteilung zeigt *Limnius* sp., während *Orectochilus villosus* nur noch vereinzelt bei Vacha vorkommt und stromab in den stärker salzbelasteten Bereichen fehlt. Nach Bäthe & Coring (2010) kommt in der Werra bei Gerstungen (Mittelwert 2.2 g L^{-1} Chlorid) die Art *Elmis maugetii* in geringen Dichten vor, an Standorten mit 1–1.5 g L^{-1} Chlorid neben *E. maugetii* auch *Oulimnius tuberculatus*. Für den Standort Vacha, wo Chlorid-Konzentration der Werra im Mittel 600 mg L^{-1} und maximal 1.1 g L^{-1} beträgt, findet man selten *Orectochilus villosus, Stictotarsus duodecimpunctatus, Oreodytes sanmarckii* und *Limnius volckmari*. Elmidenlarven können sich zeitweise auch in den Brackwasserbereichen des Flusses Aber in Nord-Wales halten, welche zweimal täglich von der Flut erreicht werden (Williams & Williams 1998b).

Ähnlich wie aus Werra und Aber kann auch aus den Aufsammlungen im salzbelasteten Fluss Meurthe in Frankreich (Piscart *et al.* 2005b) mit Vorbehalt auf die Salztoleranz und sensitivität einzelner Käfertaxa geschlossen werden. *Hydrophilus* sp., *Agabus* sp., *Dryops* sp. und *Haliplus* sp. dürften demnach mäßig salztolerant sein. *Orectochilus villosus* erscheint als salzsensitiv, was sich mit den Befunden aus der Werra deckt.

Eine vergleichsweise hohe Toleranzgrenze gegenüber Salz hat *Helodes* sp., der ab einer Konzentration von 170 mMol L^{-1}, das entspricht 6 g L^{-1} Chlorid, stirbt (Treherne 1954).

Haybach (2010) führt knapp 10 Taxa aquatischer Käfer an, die in Fließgewässern Nordhrien-Westfalens nur bis 100 mg L^{-1} Chlorid vorkommen: die Langtasterwasserkäfer *Hydraena pygmaea* und *H. dentipes*, die Hakenkäfer *Stenelmis canaliculata* und *Limnius opacus*, die Scirtiden *Hydrocyphon deflexicollis* und *Elodes minuta* sowie die Wasserkäfer *Helophorus grandis, Hydrobius fuscipes* und *Anacaena* sp. Haybach (*l.c.*) ordnet diese Taxa den Haloklassen 2 und 3 zu, welche salzempfindliche Arten umfasst. Ob sie Taxa aber aufgrund der Chlorid-Konzentration oder aus anderen Gründen in Gewässern mit höheren Salzgehalten fehlen, ist unsicher.

Das Gesamtbild zur Salztoleranz bei aquatischen Coleopteren gleicht somit jenem anderer Insektenordnungen. Einige Arten tolerieren nachweislich Chlorid-Konzentrationen >1 g L^{-1}, was wie für die übrigen Insekten immer noch unterhalb jenes Bereichs liegt, bei dem isotonische Verhältnisse zwischen Außenmedium und Hämolymphe gegeben sind. Fehlende Vorkommensnachweise bei

Chlorid-Konzentrationen >400 mg L^{-1} können ein Hinweis auf eine gewisse Salzempfindlichkeit sein, sind jedoch unsicher und sollten durch weitere Erhebungen oder gezielte Toleranztests untermauert werden.

4.14 Großflügler (Megaloptera), Netzflügler (Neuroptera) und Köcherfliegen (Trichoptera)

Wie bei vielen anderen Arthropodengruppen ist auch unsere Kenntnis zur Salztoleranz der **Megaloptera** und **Neuroptera** gering. Beide Ordnungen sind in Österreich sehr artenarm: die Megaloptera kommen in Österreich mit 3 Arten (*Sialis* spp.), die Neuroptera mit 4 Arten (*Osmylus fulvicephalus*, *Sisyra* spp.) vor (Moog 2002).

Die Larven von *Sisyra* sp. leben parasitisch an Schwämmen und dürften vergleichsweise salztolerant sein (Piscart *et al.* 2005b). Das gilt vermutlich in noch stärkerem Maß für die Larven der Schlamm- oder Wasserflorfliege *Sialis lutaria*, deren Osmoregulation bereits früh von Shaw (1955a, 1955b) untersucht wurde. Nimmt die Salinität zu, so steigt bei *Sialis lutaria* auch der interne osmotische Druck, sodass die Art immer hyperosmotisch ist. Erst ab 170 mM L^{-1}, das entspricht rund 6 g L^{-1} Chlorid, steigt die Mortalität merklich an. Bei Konzentrationen von 342 mMol L^{-1} oder rund 20 g L^{-1} Chlorid sterben die Tiere innerhalb weniger Tage bis 1 Woche.

Wesentlich artenreicher sind die **Köcherfliegen** (Trichoptera), unter denen es aber generell weniger halotolerante Arten gibt als beispielsweise unter den Wanzen, Käfern oder Zweiflüglern. Möglicherweise hängt das damit zusammen, dass die Puppen der Trichopteren weniger salztolerant sind als die Larven. Es konnte experimentell gezeigt werden, dass die Mortalität von Puppen unter ungünstigen Milieubedingungen höher ist als jene von Larven, da sie keine eigenen Organe zur Osmoregulation besitzen und viel Energie zur Metamorphose aufwenden müssen. Damit dürfte die Salztoleranz der Puppen das Vorkommen von Larven zumindest mit bestimmen (Berezina 2003). Dem wäre allerdings entgegenzuhalten, dass es unter den ebenfalls holometabolen Dipteren einige extrem salztolerante Formen gibt.

Auf Unterschiede in der Salztoleranz verweisen allerdings auch Kefford *et al.* (2003, 2004a). So beträgt die Toxizität von *Anisocentropus* in 72h-LC_{50}-Tests bei Larven 15.6 g L^{-1}, während Embryonen Gesamtsalzgehalte von 4.3 g L^{-1} nicht überleben.

In einer Arbeit von vor 50 Jahren nennt Sutcliffe (1961) nur zwei Trichopterenarten, die mit stark erhöhten Salzkonzentrationen zurechtkommen: *Limnephilus affinis* (in Salzmarschen bis 24 g L^{-1} NaCl) und die marine, in Rockpols lebende Art *Philanisus plebeius*. Für alle übrigen Vertreter der Ordnung gibt Sutcliffe (1961) eine Salinitätsgrenze von 1 g L^{-1} NaCl an. *L. affinis* wird von Pottgiesser & Sommerhäuser (2008b) als typisch für temporär brackwasserbeeinflusste Gewässer angesehen. Die Art lebt im Süßwasser hypertonisch, wechselt aber bei steigender Salinität des Außenmediums auf hypotonische Osmoregulation (Sutcliffe 1961). Isotonische Verhältnisse sind bei ca. 200 mMol L^{-1} (ca. 11.7 g L^{-1} NaCl) erreicht; bis 370 mMol L^{-1} erfolgt eine leichte Zunahme des internen osmotischen Drucks, den *L. affinis* aber noch aufrecht halten kann. Erst über 410 mMol L^{-1} (ca. 24 g L^{-1} NaCl) kommt die Osmoregulation an ihre Grenzen; die Art kann dann bis 470 mMol $^{-1}$

nur kurz überleben. Die Cuticula von *L. affinis* ist vergleichsweise wasserdurchlässig – jedenfalls deutlich mehr als die ebenfalls gut untersuchten Arten *Limnephilus stigma* und *Anabolia nervosa*. Natrium und Chlorid werden hingegen über den Mund aufgenommen. Im hypotonischen Umgebungsmedium werden die Ionen über das Rectum in dreimal so hoher Konzentration abgegeben, wie sie in der Hämolymphe vorliegen.

Abgesehen von den wenigen Vertretern meso- und poylhaliner Gewässer wie *L. affinis* sind mittlerweile weitere Arten unter den Trichopteren bekannt, die zumindest über den oligohalinen Bereich und die von Sutcliffe (1961) mit 1‰ angegebene Grenze hinausgehen. Aus Salzseen in Spanien sind Vertreter der Gattungen *Oecetis*, *Oxyethira* und *Polycentropus* bis zu einer Saliniät von 7‰ bekannt (Alcacer *et al.* 1998). Die Leptoceride *Symphitoneura wheeleri* ist nach Bayly (1972) Osmoregulierer bis zu einer Salinität von 62‰. Für eine nicht nähere bestimmte Art der Gattung *Lepidostoma* aus Australien geben Williams *et al.* (1999) aus Akuttests über 96 h LC50-Werte von 6 g L^{-1} Chlorid an. Blasius & Merritt (2002) vermuten, dass Lepidostomatidae, Limnephilidae und Hydroptilidae tendenziell höhere Salzgehalte tolerieren als andere Familien der Köcherfliegen.

In den Salzlacken des Seewinkels wurden Leptoceridae bis 561 mg L^{-1} Chlorid und *Oecetis ochracea* bis zu einer Leitfähigkeit von nahezu 20 000 µS cm^{-1} und einer Chlorid-Konzentration von 2.28 g L^{-1} nachgewiesen (Wolfram *et al.* 2007b). *Limnephilus stigma* besiedelt nach Wichard (1975) Gewässer mit Leitfähigkeiten von 6650 µS cm^{-1} und einer Chlorid-Konzentration von 1.1 g L^{-1}. Wichard (1975) beschäftigte sich eingehend mit dieser Art und identifizierte Chloridzellen am Abdomen der Larven. Die von diesen Chloridzellen eingenommene Fläche ist bei *L. stigma* mit dem Salzgehalt korreliert.

Für das Neusiedler-See-Gebiet sind weiters *Tricholeiochiton fagesi*, *Holocentropus picicornis*, *E. tenellus*, *Cyrnus flavidus*, *Agraylea multipunctata* und *A. pagetana*, juvenile Phryganaeidae, *Athripsodes senilis*, *Oecetis ochracea* und *O. furva* beschrieben (Andrikovics 1979; Varga & Bercik 2001; Wolfram 1993). Für die genannten Arten ist eine Chloridtoleranz zumindest bis 400 mg L^{-1} anzunehmen; diese Konzentration kann im Neusiedler See im Somemr im Schilfgürtel regelmäßig auftreten. In Bioassays ermittelte Berezina (2003) eine Toleranz für *Athripsodes aterrimus* und *Oligotrichia striata* von bis zu 2.2‰.

Unter den in Fließgewässern beheimateten Trichopterenarten bieten wiederum Werra und Meurthe wichtige Informationen. Piscart *et al.* (2005a) untersuchten netzspinnende Trichopteren in der Meurthe in Lothringen und konnten für diesen Fluss eine Abfolge von Arten entlang eines Chloridgradienten zwischen 14.5 und 964 mg L^{-1} verfolgen. Dabei nahmen mit steigender Chloridkonzentration *Hydropsyche contubernalis* und *H. pellucida* ab, während *E. tenellus* und *Hydropsyche exocellata* zunahmen. *Cyrnus trimaculatus* war im mittleren Salinitätsbereich am häufigsten.

Für die Werra Höhe Vacha in Abschnitten mit durchschnittlich 600 mg L^{-1} Chlorid geben Wagner & Arle (2009) die Taxa *Athripsodes* sp., *Brachycentrus subnubilus*, *Cheumatopsyche lepida* (häufig),

Hydropsyche siltalai, *Hydroptila* sp., *Polycentropus flavomaculatus* und *Psychomyia pusilla* an; sie fehlen jedoch weiter stromab bei durchschnittlich 1.7 g L^{-1} Chlorid. *C. lepida* taucht erst deutlich weiter stromab wieder auf. Für Abschnitte der Werra mit mehreren 100 mg L^{-1} Chlorid sind auch *Halesus radiatus*, *Lasiocephala basalis*, *Lepidostoma hirtum*, *Cyrnus trimaculatus*, *Hydropsyche contubernalis*, *Hydropsyche pellucidula* und *Rhyacophila nubila* belegt (Wagner & Arle 2009). Nach Braukmann & Böhme (2011) kommt *Brachycentrus subnubilus* stromauf von Gerstungen häufig, fehlt aber unterhalb der Salzeinleitungen (im Median rund 2 g L^{-1} Chlorid und >150 mg L^{-1} Kalium).

Bäthe & Coring (2008; 2010) nennen für Abschnitte mit durchschnittlich 2.2 g L^{-1} Chlorid (wen auch meist nur in geringen Dichten) *Hydropsyche angustipennis*, *H. pellucidula*, *H. siltalai*, *Hydroptila* spp. und *Psychomyia pusilla*, vereinzelt auch *Rhyacophila dorsalis* Gr., bei 1–1.5 g L^{-1} Chlorid *Tinodes pallidulus*, *Cheumatopsyche lepida*, *H. contubernalis*, *H. exocellata*, *Agraylea* spp. und bei durchschnittlich 0.6 g L^{-1} und maximal 1 g L^{-1} Chlorid *Oecetis notata* und *Polycentropus irroratus*.

Hydropsyche siltalai und *Agapetus delicatulus* kommen im Aber-Ästuar in Nord-Wales zeilweise in Bereichen vor, die >80% der höhren Flutereignisse erreicht werden (Williams & Williams 1998b).

Aus diesen Vergleichen lassen sich für manche Arten tendenziell höhere oder niedrigere Toleranzbereiche für Chlorid ableiten; Ähnliches ist für die Untersuchungen an der Meurthe durch Piscart *et al.* (2005b) möglich. Ergänzende Informationen bieten die wenigen verfügbaren Toxizitätstests. Nach Kersey (1981 *cit*. in Blasius & Merritt 2002) blieben drei *Hydropsyche*-Arten (*H. betteni*, *bronta* und *slossonae*) nach 10 Tagen bei 485 mg L^{-1} Chlorid unbeeinflusst. Eine Chlorid-Konzentration von 3.6 g L^{-1} führte aber 6 Tagen bei 80% zu Mortalität. Für *Hydropsyche betteni* lässt sich aus den Untersuchungen von Kundmann (198 *cit*. in Blasius & Merritt 2002) ein LC_{50}-Wert von 13.3 g L^{-1} NaCl ableiten. Eine NaCl-Konzentration von 2–8 g L^{-1} erhöhte die Abdrift dieser Art nicht signifikant. Auch Crowther & Hynes (1977 *cit*. in Blasius & Merritt 2002) fanden bei 1.65 g L^{-1} NaCl für *Hydropsyche* und *Cheumatopsyche* keine Erhöhung der Drift.

Eine 100%ige Mortalität bei 48-stündiger Exposition gegenüber 10 136 mg L^{-1} NaCl (und 6 317 mg L^{-1} KCL) wiesen Hamilton *et al.* (1975) für *Hydroptila angusta* nach; der 4d-LC_{50}-Wert betrug 6 621 mg L^{-1} NaCl. Keine Effekte auf die Drift hatte eine Exposition von 10 g L^{-1} NaCl bei *Pycnopsyche guttifer*, *P. lepida* und *Brachycentrus numerosus*. In Toxizitätstests betug der 96h-LC_{50}-Wert 3 526 mg L^{-1} NaCl (Blasius & Merritt 2002). Noch höhere 96 h-LC_{50}-Werte ermittelte Sutcliffe (1961) für *Limnephilus stigma* (7 020 mg L^{-1} NaCl) und *Anabolia nervosa* (12 004 mg L^{-1}).

Den Nachweisen zur Salztoleranz aus Toxizitästests und konkreten Funden bei höheren Salzgehalten stehen fehlende Nachweise bei höheren Chlorid-Konzentrationen gegenüber. Haybach (2010) nutzte diese Information und schloss daraus auf eine gewisse Salzempfindlichkeit von Taxa, die nur aus Gewässer im unteren Konzentrationesbereich nachgewiesen sind (unter anderem *Philopotamus* sp., *Ecclisopteryx guttulata*, *E. madida*, *Chaetopteryx* sp., *Hydatophylax infumatus*, *Rhyacophila praemorsa*, *Micrasema setiferum*). Dieser Schluss ist fragwürdig und es bleibt offen, ob die von Haybach (l.c.) nur bis 100 mg L^{-1} Chlorid nachgewiesenen Taxa tatsächlich sensitiv gegenüber Chlorid sind.

Die zahlreichen Freilandbefunde in Kombination mit den Toxizitätsdaten erlauben den Schluss, dass die Toleranz gegenüber Chlorid und dem Gesamtsalzgehalt zumindest bei den untersuchten und

dokumentierten Trichopterenarten mäßig hoch ist. Sie liegt jedenfalls deutlich über dem Richtwert gemäß GZÜV von 150 mg L^{-1}. Gesicherte Angaben zu einer erhöhten Salzempfindlichkeit von Köcherfliegen liegen nicht vor.

4.15 Zweiflügler (Diptera)

4.15.1 Mücken (Nematocera)

Zuckmücken (Chironomidae) sind in aquatischen Lebensräumen oft die arten- und individuenreichste Gruppe benthischer Makroevertebraten. Weltweit gibt es rund 5000 Arten, die eine große Zahl verschiedener Lebensräumen erobert haben. Nach Hashimoto (1976) gibt es 50 Arten, die Brackwasserhabitate besiedeln oder sogar marin sind. Cranston & Judd (1987) geben diese Zahl mit über 100 an.

Extrem halotolerante Vertreter gibt es in den Gattungen *Paratanytarsus* (bis 57.4‰ Salinität) und *Tanytarsus* (bis 102‰) (Williams *et al.* 1990). Der halobionte *Tanytarsus barbitarsis* ist aus Gewässern mit einer Salinität bis über 200‰ bekannt (Pinder *et al.* 2002), *Microchironomus deribae* kommt bis 42‰ vor (Bervoets *et al.* 1996), *Cricotopus ornatus* bis 75‰ (Hammer *et al.* 1990; Swanson & Hammer 1983). Auch *Chironomus salinarius*, *Halocladius varians*, *H. stagnorum*, welche das Salz bereits im Namen tragen, besiedeln als halobionte Arten Küstenlagunen in Spanien mit Salinitäten bis 16-64‰ (Arias & Drake 1994). *Cladopelma curtivalva* besiedelt polyhaline Gewässern bis 28.4‰ (Pinder *et al*. 2004), Vertreter der Gattung *Procladius* sind aus australischen Salzseen bis 22.3‰ beschrieben (Bayly & Williams 1966 *cit*. in Alcacer *et al.* 1998).

Die genannten Arten, die einen enorm hohen osmotischen Druck des Außenmediums aushalten müssen, sind vermutlich durchwegs Osmoregulierer (Bayly 1972). Andere Arten, wie z.B. der gut untersuchte *Chironomus plumosus*, kann nicht hyporegulieren und erreicht seine obere Salz-Toleranzgrenze, wenn die Außenkonzentration etwa gleich hoch ist wie jene in der Hämolymphe, das ist etwa bei 10 g L^{-1} NaCl (Lauer 1969). Dennoch können manche Arten auch über mit schwach ausgebildeten Fähigkeiten zur hypoosmotischen Regulation bei höheren Konzentrationen vorkommen. *C. plumosus* war nach (Lauer 1969 *cit.* in Hamilton *et al.* 1975) imstande, seinen Entwicklungszyklus auch noch bei 16 mg L^{-1} komplett abzuschließen.

Für Gewässer mit Salzgehalten bis 10 g L^{-1} sind zahlreiche Chironomidenarten beschrieben, so z.B. *Chironomus riparius* (syn. *thummi*) und *Polypedilum nubifer* aus Brackwasserhabitaten in Flandern (Parma & Krebs 1977), *Psectrocladius limbatellus/sordidellus*, *Harnischia*, *Dicrotendipes nervosus* und andere in neu eingedeichten und sukzessive aussüßenden Küstenseen nahe der Scheldemündung (Frantzen *et al.* 1994). Aus kanadischen Prairieseen mit Salzgehalten um 10–15‰ beschrieben Hammer *et al.* 1990) *Glyptotendipes*, *Chironomus plumosus*, *C. anularius* und *Cryptochironomus*, während *Polypedilum nubeculosum* war in Gewässern bis 10‰ vorhanden. *Tanypus* und *Stictochironomus* besiedeln Salzseen in Spanien mit bis zu 7.4‰ (Alcocer *et al.* 1998). Im James-River-Ästuar in Virginia gehört *Coelotanypus scapularis* zu den Vertetern der Übegrangszönose zwischen Süßwasser und Brackwaser (Diaz 1989). Auch Berner & Sloan (1954) und Gosselck & Schabelon (2007) führen Arten im Brackwasserbereich bis etwa 10‰ an. Nach Pottgiesser &

Sommerhäuser (2008b) gehören *Chironomus aprilinus* und *C. salinarius* zur typischen Fauna temporär brackwasserbeeinflusster Gewässer Norddeutschlands.

Eine Grenze um 10 g L^{-1} wird für einige Arten auch aus Toxizitätstests bestätigt. Nach Hamilton *et al.* (1975) starben bei 48-stündiger Exposition gegenüber 8 865 mg L^{-1} NaCl (und 4 896 mg L^{-1}) 100% der Larven von *Cricotopus trifascia*. Die Larven von *Chironomus attenuatus* starben zu 100% bei 12-h-Exposition gegenüber 9 965 mg L^{-1} NaCl, während eine mediane Toleranzgrenze bei rund 8 g L^{-1} NaCl erreicht war (Thornton & Sauer 1972 *cit*. in Blasius & Merritt 2002). Bervoets *et al.* (1996) untersuchten die Salztoleranz von *Chironomus riparius*. Die Larven dieser gegenüber organischer Verunreinigung sehr toleranten Art starben nach 8 Tagen bei 15‰, nach 4 Tagen bei 18‰. Bei Konzentrationen um 12‰ überlebten mehr als 75% über 17 Tage. Bei Konzentrationen <12‰ konnten die Larven schlüpfen, die Entwicklungsdauer war jedoch länger (Bervoets *et al.* 1996). Berezina (2003) ermittelte für *Ablabesmyia phatta*, *Chironomus luridus*, *Glyptotendipes* sp. und *Omisus caledonicus* Toleranzen von zumindest 2.2‰, für *Chironomus tentans* und *C. annularius* von zumindest 3.3‰.

Für Österreich führt die Fauna Aquatica Austriaca (Moog 2002) mehrere salztolerante oder halophile Arten an *(Pseudosmittia arenaria, P. gracilis, Smittia edwardsi, Cricotopus ornatus)*. Eine Reihe von halotolerante, teilweise halophilen Arten ist aus den Salzlacken des Seewinkels bekannt. *Microchironomus deribae* wurde beispielsweise bis >3 g L^{-1} Chlorid und >70 000 µS cm nachgewiesen, *Procladius* sp. und *Cricotopus ornatus* bis etwa 2.3 g L^{-1}. An Standorten mit >500 mg L^{-1} Chlorid kamen *Ablabesmyia phatta*, mehrere *Chironomus*-Arten (*C* cf. *luridus* agg., *C.* cf. *bernensis*, *Chironomus* cf. *melanescens/saxatilis*, *C. dorsalis*, *C. plumosus*), *Einfeldia pagana*-Gr., *Cladotanytarsus* gr. *mancus* und *C. wexionensis*, *Psectrocladius barbimanus* und *P.* cf. o*ctomaculatus*, *Glyptotendipes* cf. *salinus* und *G. barbipes*, *Polypedilum nubifer*, *Tanypus punctipennis* und *Tanytarsus* vor, weitere bei Chlorid-Konzentrationen über 150 mg L^{-1} (Wolfram *et al.* 2007b; Wolfram *et al.* 2004). Im Neusiedler See, der im Schilfgürtel Chlorid-Konzentrationen von 400 mg L^{-1} und mehr erreichen kann, sind über 70 Arten bekannt (Wolfram 1996b).

Während die Mehrzahl der zuvor genannten Arten und Nachweise aus stehenden Gewässern oder Feuchtgebieten stammt, ist die Datenlage zur Salztoleranz von Fließgewässer-Arten spärlich. Die Untersuchungen aus den stark salzbelasteten deutschen und französischen Flüssen Werra und Meurthe helfen hier nicht weiter, da die Chironomiden in diesen Arbeiten taxonomisch meist nicht näher bestimmt wurden. Wagner & Arle (2009) vermerkt aber eine Abnahme der Larvendichten bei hohen Salinitäten und gewisse Verschiebungen bei den Unterfamilien. So wurden Tanypodinae und Tanytarsini bis auf Höhe von Vacha regelmäßig und häufig angetroffen, stromab bei strärkerer Salzbelastung fehlen die beiden Gruppen. Eine ähnliche Verteilung zeigt *Prodiamesa olivacea*, allerdings bleibt wie bei all diesen Freilandbefunden offen, was der eigentlich Auslöser für das Fehlen dieser und anderer Arten in den aslzbelasteten Abschnitten ist.

Sublethale Effekte im niedrigen Konzentrationsbereich geben Hassell *et al.* (2006) für *Chironomus* sp. an. So sank die Wachstumsrate zwischen bei 650 bis 2500 µS cm^{-1} gegenüber der Kontrollreihe bei 150 µS cm^{-1} (ca. 0.1‰ Gesamtsalzgehalt) zunehmend ab. Erst bei 5000 µS cm^{-1} (>3‰) war jedoch ein signifikanter Unterschied zum Wachstum bei 150 µS cm^{-1} gegeben. Eine Emergenz der *Chironomus*-Larven fand noch bis 15 mS cm^{-1}, nicht aber bei 20 mS cm^{-1} statt.

Silver *et al.* (2009) fanden eine signifikant verringerte Abundanz von Chironomiden in Feuchtgebieten, die durch Straßensalz beeinträchtigt waren. Die Leitfähigkeit der Gewässer lag hier allerdings bereits bei mehreren 1000 µS cm^{-1}.

Gnitzen (Ceratopogondiae) sind kleine, als Adulte blutsaugende, Vertreter der Nematocera. Auch hier gibt es einige brackisch-marine Arten (Berner & Sloan 1954), aber auch halophile Formen in hypersalinen Gewässern, die dem osmotischen Druck durch effektive Osmoregulation widerstehen. Ein Beispiel dieses physiologischen Typs ist *Culicoides multimaculatus* (Bayly 1972). Gleiches ist für *Bezzia magnisetula* anzunehmen, die Kanadische Salzssen bis 45‰ besiedelt (Hammer *et al.* 1990). *Sphaeromias fasciatus* und *Palpomyia lineata* tolerieren zumindest bis 6.3‰ Gesamtsalzgehalt (Berezina 2003), im Seewinkel wurden Gnitzenlarven in extrem hoch konzentrierten Salztümpeln kurz vor Austrocknung der Salzlacken bei Leitfähigkeiten von bis zu 70 000 µS cm^{-1} gefunden (Wolfram *et al.* 2007b). In der Werra besiedeln Gnitzen auch Standorte mit Chlorid-Konzentrationen von durchschnittlich 1.7 g L^{-1} und maximal 2.6 g L^{-1} (Wagner & Arle 2009).

Auch die planktischen und räuberischen Larven der **Büschelmücken (Chaoboridae)** sind aus Kleingewässern im Seewinkel bekannt. Wichard (1975) beschrieb anhand von Material aus dem Seewinkel die Chloridzellen auf den Analpapillen von *Chaoborus*-Larven und wies *Chaoborus obscuripes* bis zu einer Chlorid-Konzentration von 1.1 g L^{-1} und einer elektrischen Leitfähigkeit von 6 650 µS cm^{-1} nach. Schaller (1949) gibt für *Chaoborus* (sub *Corethra*) eine Toleranzgrenze von 170 mMol L^{-1} an, was rund 6 g L^{-1} Chlorid und 10 g L^{-1} NaCl liegt und damit etwa isoosmotischen Verhältnissen entspricht. In akuten (1 und 4 Tage) und chronischen (15 Tage) Toxizitätstest ermitteln Benbow & Merritt (2004) für *Chaoborus americanus* LC_{50}-Werte >10 g L^{-1} Straßensalz.

Stechmücken (Culicidae) sind weltweit mit wenigen tausend Arten vertreten. 5% davon können auch Salzgewässer besiedeln (O'Meara 1976). Nach Bradley (1994) ist Salztoleranz innerhalb dieser Familie zumindest fünfmal unabhängig voneinander entwickelt worden. Etliche Arten sind Osmoregulierer. Einige Arten der Gattung *Aedes* haben ein zusätzliches Rektalsegment entwickelt, das der Ort aktiven Ionentransports von der Hämolymphe ist und einen hochkonzentrierten Urin produziert. Dadurch bleibt die Hämolymphe über einen weiten Salinitätsbereich osmotisch stabil und ermöglicht ein Überleben in Gewässern, die selbt die mehrfache Meerwasser-Konzentration aufweisen (Cheng 1976). *Aedes*-Arten, die kein zusätzliches Rektalsegment entwickelten, sind hingegen nicht salztolerant (Bradley 1994). Bei den meisten Arten erfolgt im Süßwasser die Ionenaufnahme aus dem Außenmedium über die Analpapillen (Stobbart & Shaw 1974; Wigglesworth 1933a; b), vermutlich ist das auch der Ort der Ionenregulation bei höheren Salzgehalten.

Sutcliffe (1961) studierte die Osmoregulation von *A. aegyptii*. Mit zunehmender Salinität steigt bei dieser Art auch der interne osmotische Druck an, sodass die Larven immer hyperosmotisch bleiben. Erst ab 170 mM L^{-1} (ca. 6 g L^{-1} Chlorid) sterben die Tiere. *Aedes detritus* hingegen toleriert Salzgehalte mit mehr als zweifacher Meereswasser-Konzentration. Bei dieser Art bleibt die Haemolymphe immer hypoosmotisch, die Cuticula ist sowohl für Salze als auch Wasser undurchlässig (Sutcliffe 1961). Die Art wird von Moog (2002) auch in der Fauna Aquatica Austriaca geführt.

Wie auch aus anderen Gruppen wie den Amphipoda *(Gammarus)* oder den Heteroptera *(Sigara)* bekannt, gibt es also auch bei den Culiciden große Unterschiede in der Salztoleranz innerhalb einer

Gattung. Neben *Aedes* gilt das auch für die Gatung *Culex*. *C. quinquefasciatus* ist eine obligate Süßwasserart, *C. tarsalis* ein euryhaliner Osmokonformer (Garrett & Bradley 1987; Patrick & Bradley 2000).

Die Fähigkeit, in kurzer Zeit große Populationen zu entwickeln und zugleich erhöhte Salzgehalte zu tolerieren, ermöglicht es den Stechmücken, salzbelastete astatische Kleingewässer zu besiedeln. Petranka & Doyle (2010) argumentieren, dass Culiciden als Folge des Einsatzes von Straßensalz verstärkt zu Vektoren für Krankheiten werden können.

Informationen zur Salztoleranz **anderer Familien** sind spärlich. Bayley (1972) führt die Stelzenmücke (Limoniidae) *Dicranomyia* als „mäßigen Osmoregulierer“ an, der eine Salinität bis 29‰ toleriert (Bayly 1972). Bei *Tipula abdominalis* (Tipulidae) konnten Blasius & Merritt (2002) keinen klaren Anstieg der Drift bei bis zu 10 g L^{-1} NaCl feststellen. In 96h-Akuttests waren bis 10 g L^{-1} NaCl keine Effekte erkennbar. Unter den Schmetterlingsmücken (Psychodidae) wird *Mormia halophila* in der Fauna Aquatica Austriaca angeführt, die dem Namen nach in Salzgewässern zu erwarten ist. Einer wichtige Fließgewässergruppe sind die Kriebelmücken (Simuliidae), die als Larven filtrierend in meist rasch strömenden Gewässern vorkommen und als Adulttiere wie Gnitzen und Stechmücken blutsaugend sind. In 96h-Akuttests verpuppten sich Simuliidenlarven bei 10 g L^{-1} NaCl (Blasius & Merritt 2002). In der salzbelasteten Werra findet man Larven bis Höhe Werra (im Mittel 600 mg L^{-1} Chlorid, maximal 1.1 g L^{-1}), weiter stromab (im Mittel 1.7 g L^{-1}, maximal 2.6 g L^{-1}) nur sehr vereinzelt (Wagner & Arle 2009).

4.15.2 Fliegen (Brachycera)

Die Larven von Brachyceren spielen in aquatischen Lebensräumen eine weitaus geringere Rolle als die Nematoceren. Eine in gerade in Salzgewässern allerdings bedeutsame Art sind die Salzfliegen (Ephydridae), unter denen es einige höchst effiziente und erfolgreiche Osmoregulierer gibt (Bayly 1972; Herbst 1988, 2001; Sutcliffe 1961). Die Gattung *Ephydra* ist in verschiedensten Salzseen und Küstengewässern weltweit verbreitet (Alcocer *et al.* 1998; Simpson 1976) und auch aus den Sodalacken des Seewinkels bekannt (Wolfram *et al.* 2007b). Hammer *et al.* (1990) beschreibt für *Ephydra hians* Vorkommen in Kanadischen Salzseen bis zu einer Salinität von 118‰.

Auch die Larven von Waffenfliegen (Stratiomyiidae) und Langbeinfliegen (Dolichopodidae) sind mit einigen Arten auch in hochsalinen Gewässern vertreten (Hammer 1986; Hammer *et al*. 1990) und wurden vereinzelt auch für die Salzlacken des burgenländischen Seewinkels beschrieben – wenngleich bei vergleichswiese moderaten Chlorid-Konzentrationen von wenigen 100 mg L^{-1} (Wolfram *et al*. 2007b).

Die in Fließgewässern etwas häufigeren Ibisfliegen (Athericidae) sind aus den mäßig salzbelastetene Abschnitten der Werra und Meurthe bekannt (Piscart *et al.* 2006a; Wagner & Arle 2009), fehlen aber bei hohen Chlorid-Konzentrationen in der Werra stromab Vacha, wo maximale Chlorid-Konzentrationen von 2.6 g L^{-1} auftreten können (Wagner & Arle 2009).

Zusammenfassend bietet sich für die in Gewässern sehr bedeutsamen Nematoceren wie auch für die Brachyceren ein ähnliches Bild wie bei den übrigen Insektengruppen. Die meisten Arten weisen eine

Toleranz auf, die weit über dem GZÜV-Richtwert von 150 mg L^{-1} liegt. Etliche Arten besiedeln selbst hypersaline Gewässer. Gesicherte Nachweise über eine akute oder chronische Empfindlichkeit gegenüber Chlorid-Konzentrationen im Bereich von 500 mg L^{-1} gibt es nicht. Die Zuordnungen von Haybach (2010) zur Salzempfindlichkeit von Evertebraten in Nordrhein-Westfalen sind, wie bereits bei anderen Gruppen angemerkt, unsicher und fragwürdig.

4.16 Fische (Pisces) und Neunaugen (Cyclostomata)

Die Osmoregulation von Fischen ist seit langem ein gut erforschtes Feld (Boulenger 1906; Evans 2008; Gordon 1959; Krogh 1937; Myers 1949; Nichols 1928). Die Anfänge des Biomontoring lassen sich nach Chapman (2000) bis zu Aristoteles zurückverfolgen. Der griechische Philisoph versetzte bereits im 4. Jahrhundert vor Chr. Süßwasserfische in Salzwasser, um ihre Reaktion zu untersuchen, und führte damit den ersten Salz-Toxizitästest der Geschichte durch.

Die unterschiedlichen Vorkommen von Fischen in Süß- und Meerwasser schufen eine Systematik von Begriffen zur Salztoleranz wie stenohalin und euryhalin. Dass diese Trennung bei Fischen allerdings nicht allzu strikt ist, betont bereits Myers (1949). Er zitiert Innes (1942), der die stenohaline Salzwasserart *Pomacentrus fuscus* in Aquarien an reines Süßwasser akklimatisieren konnte (Myers 1949). Ähnlich konnte Gordon (1959, 1963) Bachforellen und Regenbogenforellen aus dem Süßwasser unbegrenzt bis auf Meerwasser akklimatisieren.

An extreme Salzkonzentrationen adaptiert sind nur wenige Fischarten (DasSarma & Arora 2001). Der Buntbarsch *Oreochromis* toleriert bis 180% Meerwasser, was durch eine stark erhöhte ATPase-Aktivität in den Kiemen und vergrößerte Chloridzellen ermöglicht wird (Uchida *et al.* 2000). Als seltene Beispiele für Binnensalzwasser-Fischarten führt Bayly (1972) zwei weitere Buntbarsche, *Tilapia grahami* (bis 30‰) und *T. mossambica* (bis 69‰) sowie den Wüstenkärpfling *Cyprinodon rubrofluviatilis* (bis 50‰) an. Hohe Salzgehalte toleriert auch der Dreistachelige Stichling *(Gasterosteus aculeatus)*, der in Süßwasser ebenso wie und in Meerwasser bis 48‰ vorkommt, selten sogar bis 80‰. Für den Neunstacheligen Stichling *(Pungitius pungitius)* sind Vorkommen bis 25‰ bekannt (Bayly 1972). Der Koboldkärpfling *(Gambusia affinis)* toleriert nach Wallen *et al.* (1957) kurzfristig 17.55 g L^{-1} NaCl (72h-LC_{50}).

Die meisten Süßwasserarten sind zumindest bis zu einem Gesamtsalzgehalt von 10 g L^{-1} relativ salztolerant (Findlay & Kelly 2011; Hart *et al.* 1991; James *et al.* (2003). Wird diese Konzentration überschritten, so brechen bei den meisten Arten die osmoregulatorischen Schutzmechanismen zusammen und die Tiere verenden (Dunlop *et al.* 2005).

In physiologischer Hinsicht ist die Embryogenese der Süßwasserfische bei erhöhten Salzgehalten ein kritischer Moment. Die Salztoleranz wird dabei durch die Spermienbeweglichkeit und Befruchtbarkeit der Eier limitiert. Mäßig hohe Salzgehalte (bis 6‰) erhöhen die Beweglichkeit der Spermien und die Befruchtungsrate der Eier, bei höherer Salinität (7–8‰) nehmen beide wieder ab (Vetemaa & Saat 1996). Das spiegelt sich beispielsweise im Fortpflanzungsverhalten des Kaulbarsches *(Gymnocephalus cernua)* wider, der in küstennahen Bereichen des Baltischen Meeres bis 6–8‰ vorkommt, zur

Fortpflanzung jedoch Laichplätze aufsucht, die zumeist eine Salinität <3–4‰ aufweisen (Vetemaa & Saat 1996).

Konkret ist die Salztoleranz für eine Reihe von heimischen Arten bekannt. Die Schleie *(Tinca tinca)* ist aus Gewässern mit bis zu 15‰ bekannt (Maceina *et al.* 1980 *cit*. in Wang *et al.* 1997). Hecht, Flussbarsch, Rotauge und Steinbeißer kommen im Baltischen Meer bei 2–8‰ vor (Albert 2007; Bohlen 1999). Aal *(Anguilla anguilla)*, Gründling *(Gobio gobio*) und Blaubandbärbling *(Pseudorasbora parva)* kommen neben Stichling, Hecht und Flussbarsch in den salzgeprägten Abschnitten der Werra mit Chlorid-Konzentration >2 g L^{-1} vor. In noch stärker belasteten Flussabschnitten der Werra nimmt die Artenzahl ab, es werden teilweise Nekrosen und Flossenschädigungen beobachtet (Bäthe & Coring 2008).

© Robert Krammer

Toxikologische Tests bestätigen die zahlreichen Funde aus Brackwasserhabitaten (Environment Canada 2001). Reed & Evans (1981) untersuchten in akuten und in chronischen Tests über 14 Tage Jungfische und Setzlinge des Forellenbarschs *(Micropterus salmoides)*, des Blauen Sonnenbarschs *(Lepomis macrochirus)* und des Getüpfelten Gabelwelses *(Ictalurus punctatus)*. Die kritischen Konzentrationen lagen bei allen drei Arten recht ähnlich und unabhängig von der Dauer der Exposition bei etwa 8–8.5‰. Die akute Toxizität (72h-LC_{50}) bei Junghechten liegt je nach Temperatur zwischen 11.2 und 12.2‰ (Jacobsen *et al.* 2007; Jørgensen *et al.* 2010). Nach Engström-Öst *et al.* (2005) ist der Hecht allerdings nicht vollständig an das Brackwasser adaptiert und zeigt im Süßwasser ein besseres Wachstum als bei 5.9‰.

Bohlen (1999) untersuchte im Rahmen seiner Dissertation die Salztoleranz des Steinbeißers *(Cobitis taenia)*. Die Art konnte innerhalb eines Salinitätsbereichs von 0.12 bis 4.8‰ erfolgreich reproduzieren. Bei 6‰ sank die Netto-Produktion stark ab, ab 7.2‰ fand keine Entwicklung mehr statt, möglicherweise traten bereits unter 120 mg L^{-1} Gesamtsalzgehalt leichte Einschränkungen im Reproduktionserfolg auf. Bohlen (1999) folgert, dass der Steinbeißer im Vergleich mit anderen reinen Süßwasserfischarten eine geringe Sensitivität gegenüber dem Salzgehalt aufweist.

Die Salztoleranz der Schwarzmundgrundel *(Neogobius melanostomus)*, die seit einigen Jahren invasiv auch in der mittleren Donau bis Deutschland vorkommt, wurde von Karsiotis *et al.* (2012) eingeht untersucht. In LC_{50}-Tests überlebte die Art eine Exposition bis 20‰, nicht jedoch 30‰. Bei abrupter Exposition gegenüber 25‰ überlebten 15% der Testorganismen, bei stufenweiser Anpassung 30%. Die niedrigste Ventilationsfrequenz und damit der geringste Energieaufwand waren bei 10–15‰ gegeben, also in einem Bereich, der isotonische Verhältnisse zwischen Zellplasma und externem Medium widerspiegelt (Hart *et al.* 1991). Die Anpassung von Salzgehalten in dieser Größenordnung kommt der Art, die in der unteren Donau auch brackwasserbeeinflusste Habitat besiedelt, zu Gute. Die Tatsache, dass *N. melanostomus* in den Testreihen bei 5–10‰ die höchste Wachstumsrate zeigte, steht in Übereinstimmung mit dem Befund, dass die Tiere in den brackwassernahen Gebieten am größten werden (Karsiotis *et al.* 2012). Eine deutlich höhere Salztoleranz, nämlich bis 40.5‰ gibt Moskalkova

(1996 *cit.* in Ellis & MacIsaac 2009) für die Schwarzmundgrundel an; möglicherweise spielen hier Populationsunterschiede eine gewisse Rolle.

Dass ein leicht erhöhter Salzgehalt den physiologischen Anforderungen von Süßwasserfischen entgegenkommt und beispielsweise das Wachstum verbessert, ist aus einer Reihe von Studien bekannt. Versuche mit Karpfen (*Cyprinus carpio),* Amurkarpfen (*Ctenopharyngodon idella)* und Russischen Jungstören (*Acipenser guldenstaedti*) zeigten, dass sich das Wachstum der Tiere bei einem Salzgehalt von 2‰ infolge einer verbesserten Futterverwertungsrate beträchtlich erhöht (Konstantinov & Martynova 1993 *cit.* in Beisel *et al.* 2011). Regenbogenforellen *(Oncorhynchus mykiss),* Felsenbarsch *(Morone saxatilis)* und Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)* zeigen in ihrer frühen Entwicklung (Alter <6 Monate) bei 3 und 9‰ Gesamtsalzgehalt eine bessere spezifische Wachstumsrate und Energiebilanz gegenüber Verhältnissen mit 0 und 1‰ (Altinok & Grizzle 2001).

Dass gerade in der Embryonalentwicklung Salzgehalte kritisch sein können, die deutlich unter isotonischen Verhältnissen von rund 10‰ liegen, wurde bereits erwähnt. Nach Khlebovic (1968 *cit*. in Klinkhardt & Winkler 1989) besteht bei einer Salinität von 5–6‰ eine generelle physiologische Barriere für die Entwicklung von Süßwasserfischeiern. Negative Effekte ab 5 g L^{-1} NaCl wurden beim Lachs *(Salmo salar)* in der Befruchtungsphase und in der frühen Embryonalentwicklung festgestellt (Mahrosh *et al.* 2011). Nach Altinok & Grizzle (2001) liegen Konzentrationen von 9‰ bereits über dem Optimum für das Wachstum von 3–4 Monate alten Forellen *(Salmo trutta),* doch war der Unterschied zum Wachstum bei 3‰ nicht signifikant.

Eine etwas niedrigere Grenze gibt Neudecker (1975) für den Karpfen *(Cyprinus carpio)* an, der in der Embryonalentwicklung bereits ab 1.7 g L^{-1} Chlorid (2.8 g L^{-1} NaCl) eine erhöhte Mortalität zeigt. Wang *et al.* (1997) fanden ab 2.5‰ ein geringeres Wachstum von Karpfen-Setzlingen als bei Vergleichstieren im Süßwasser und geben als Salzgehalt für optimales Wachstum 0.5–2.5‰ an. Qui Deyi & Qin Kejing (1993) ermittelten hingegen das beste Wachstum bei einer Salinität von 3‰.

Karpfenartigen (Cyprinidae) sind möglicherweise generell empfindlicher als höhere Salzgehalte reagieren als beispielsweise Barsche (Percidae), Coregonen oder Aalrutten (Klinkhardt & Winkler 1989; Olifan 1941, beide *cit*. in Bohlen 1999). Beim Rotauge (*Rutilus rutilus*) reicht ein Salzgehalt von 2–3‰, um den Laich nachhaltig zu schädigen. Eine Konzentration von 3.5‰ führt zum Absterben aller Embryonen (Bäthe *et al.* 1994; Jäger *et al.* 1980). Adulte Rotaugen vertragen demgegenüber einen Salzgehalt von mindestens 13‰ (Jäger *et al.* 1980 *cit*. in Achleitner *et al.* 2008). Beim Flussbarsch hingegen liegt die akute Toxizätsgrenze nach LC_{50}-Tests bei 8‰ (Craig 1986). Für juvenile Flussbarsche geben Bein & Ribi (1994) eine Mortalität bei 9.6‰ an.

Eine hohe Sensitivität wird oft auch den Salmoniden zugeschrieben, da diese auch bei organischer Verschmutzung und niedrigen Sauerstoffgehalten empfindlich reagieren. Dem widerspricht zunächst die Tatsache, dass etliche Salmonidenarten Wanderungen zwischen maritimen und Süßwasserlebensräumen unternehmen. Die *Lowest-Obsevred-Effect Concentration* (LOEC) für *Salvelinus malma* liegt über 1.7–1.8‰, bei *Thymallus arcticus* immerhin schon bei 0.254 bis >2.78‰ (Brix & Grosell 2005). Letzterer Befund ist unsicher. Für die große Bandbreite dürften Unterschiede im Reifegrad der verwendeten Eier verantwortlich sein (Weber-Scannell & Duffy 2007). Für den Seesaibling *(Salvelinus alpinus)* geben Stekoll *et al.* (2003 *cit.* in Weber-Scannell & Duffy 2007)

einen LOEC-Wert von 1.88‰ Gesamtsalzgehalt an; bei 2.5‰ betrug die Mortalität im Eistadium 50%. Für die Regenbogenforelle ermittelten Vosylienė *et al.* (2006) einen LC_{50}-Wert von 20.38 g L^{-1} NaCl für juvenile Tiere, wiesen aber bereits bei 4.85 g L^{-1} sublethale Effekte wie Veränderungen im Lebergewicht und im *Hepatosomatic Index* nach. Nach Wood & Randall (1973) ist bei der Regenbogenforellen ein deutlich stärkeres Einströmen von Natrium-Ionen bei erhöhten Salzgehalten zu beobachten als beim Goldfisch *(Carassius auratus)*, Aal, Bachneunauge *(Lampetra planeri)* und nordamerikanischen *Fundulus heteroclitus*. Insgesamt lässt sich aus diesen Befunden aber nicht ableiten, dass Salmoniden eine höhere Sensitivität gegenüber Salz aufweisen als andere Familien.

Letztlich dürften Art-, Populations- oder saisonal bedingte Unterschiede in der Salztoleranz entscheidend sein, weshalb generalisierende Aussagen auf Familienniveau fragwürdig sind. Ein Beispiel für die jahreszeitliche schankende Anpassung geben McCormick & Naiman (1985), welche die Osmoregulation des anadromen Bachsaiblings *(Salvelinus fontinalis)* untersuchten und im Herbst eine geringere Salztoleranz feststellten als im übrigen Jahr. Innerartliche Unterschiede wurden für wilde und gezüchtete Karpfen, aber auch zwischen verschiedenen Stichlingspopulationen festgestellt (Vetemaa & Saat 1996). Unterscheide zwischen an Brackwasser adaptierte Populationen und solchen aus Süßwasser sind auch für Hecht, Regenbogenforelle und Felsenbarsch bekannt (Morgan & Iwama 1999; Secor *et al.* 2000 *cit.* in Altinok & Grizzle 2001; Vetemaa & Saat 1996)

Zur Frage sublethaler Effekte im niedrigen Konzentrationsbereich <1‰ gibt es widersprüchliche Ansichten. Beim Goldfisch treten bereits bei Konzentrationen deutlich unter der Toxizitäsgrenze von 10‰ Veränderungen in der Verteilung und Dichte von Chloridzellen auf. In weiterer Folge kann es zu einem erhöhten Cortisolgehalt im Blut, einen um 54–64% erhöhten Sauerstoffverbrauch und eine vermehrte Harnstoff-Exkretion kommen. Der Energieaufwand verringert unter anderem die spezifische Wachstumsrate. Schofield *et al.* (2006) betonen, dass diese subletalen Effekte letztlich die Etablierung von Populationen oder Arten bei höheren Salzgehalten bis in den Brackwasserbereich verhindern könnten.

Eine bemerkenswert niedrige mediane Effektkonzentration (72/96h-EC_{50}) von 1.6 g L^{-1} NaCl stellten Arenzon *et al.* (2003) bei *Cynopoecilus melanotaenia* (Cyprinodontiformes, Rivulidae) fest. Corsi *et al.* (2010) geben für die Dickkopfelritze *(Pimephales promelas)* IC_{25}-Werte aus chronischen Tests von 1.8 g L^{-1} Chlorid (rund 3 g L^{-1} NaCl) an. Der Wert für *C. melanotaenia* unterschreitet alle übrigen bekannten EC-Werte aus akuten Toxizitätstests, liegt aber dennoch noch im Gramm-Bereich und damit über vielen Vergleichswerten von Wirbellosen.

Die mit Abstand niedrigsten Effekt-Konzentrationen unter den Fischen fanden Birge *et al.* (1985 *cit.* in Environment Canada 2001) für die Dickkopfelritze an. Während die 4d-LC_{50}-Toxizität bei 6570 mg L^{1} Chlorid liegt, beträgt die *Lowest-Observed-Effect Concentration* (LOEC) 352 mg L^{-1}, die *No-Observed-Effect Concentration* (NOEC) über 33 Tage nur 252 mg L^{-1}.

Zusammenfassend ist für Fische festzuhalten, dass die meisten Süßwasserarten dank einer weit entwickelten Osmoregulation Salzkonzentrationen zwischen reinem Süßwasser und Brackwasser bis mehrere g L^{-1} Gesamtsalzgehalt ertragen. Die kritischste Phase ist die Embryonalentwicklung, doch liegen die Toleranzgrenzen auch hier weit über dem GZÜV-Richtwert von 150 mg L^{-1}. Der Vielzahl an Arbeiten, die dieses Bild unterstützen, stehen nur sehr wenige gegenüber, die im subletalen

chronischen Bereich eine etwas höhere Sensitivität nahelegen. Den niedrigsten Wert (als LOEC) geben Birge *et al.* (1985 *cit.* in Environment Canada 2001) mit 352 mg L^{-1} Chlorid an. Unter den vier biologischen Qualitätselementen im Sinnen der EU-Wasserrahmenrichtlinie weisen die Fische die größte Toleranz gegenüber erhöhten Salzgehalten auf.

4.17 Amphibien (Amphibia)

Die allermeisten Amphibien sind zumindest in einer bestimmten Phase ihrer Entwicklung an aquatische Lebensräume gebunden, Einflüsse auf diese Gruppe durch erhöhte Chlorid-Belastung sind daher durchaus erwarten. Die Haut von Amphibien ist hoch durchlässig und hängt in ihrer Funktion entscheidend von Wasseraufnahme und Respiration ab (Duellman & Trueb 1986). Bei erhöhtem Salzgehalt kann der Wasseraustausch der Eier beeinträchtigt (Gosner & Black 1957; Krogh 1939) und in der Folge die Entwicklung gestört sein (Gomez-Mestre *et al.* 2004). Adulte Anuren werden daher von Kearney *et al.* (2012) als besonders sensitiv gegenüber Salinität angesehen. Die Autoren konstatieren für Amphibien generell eine geringe Fähigkeit zur Osmoregulation, wobei vor allem Kaulquappen und Eier besonders sensibel sind, da deren Osmoregulationsorgane noch nicht voll entwickelt sind. In einer Reihe von Arbeiten (z.B. Forman & Alexander 1998; Karraker *et al.* 2008; Karraker & Gibbs 2011) wird daher der Einsatz von Streusalz als signifikante Belastung für Amphibienpopulationen angesehen.

Amphibien können allerdings salzbelastete Gewässer meiden und kurzfristigen Belastungen ausweichen. Für den Kaukasus-Salamander ist die Chlorid-Konzentration einer der entscheidenden Faktoren für die Wahl des Brutgewässers (Sayım *et al.* 2009). Besonders ausgeprägt ist die Fähigkeit, Gewässer mit unterschiedlichem Salzgehalt zu erkennen, bei manchen wüstenbewohnenden Amphibien-Arten, hier vor allem in Hinblick auf die Eignung des Wassers als Quelle für Rehydration (Hillyard *et al.* 1998; Johnson & Propper 2000; Maleek *et al.* 1999; Sullivan *et al.* 2000). Möglicherweise verfügen auch Arten der gemäßigten Breiten über diese Fähigkeit (Kwasek 2011), doch liegen dazu nur wenige gesicherte Belege vor (z.B. Viertel 1999 bei *R. temporaria*). Sicher ist hingegen, dass eine Reihe von Arten eine hohe Standorttreue zeigt und nicht über ausreichend Flexibilität in ihrem Verhalten verfügt, um bei Änderungen der Umweltbedingungen andere Gewässer aufzusuchen. Das macht sie im Besonderen anfällig gegenüber negativen Umwelteinflüssen.

Keine Ausweichmöglichkeit haben Amphibien während der Embryonal- und Larvalentwicklung, also in einer Lebensphase, in der sie ganz allgemein besonders empfindlich gegenüber widrigen Umwelteinflüssen sind (Duellman & Trueb 1986). Erschwerend kommt hinzu, dass die Fortpflanzungszeit vieler Amphibienarten in das zeitige Frühjahr fällt, wenn die Salzkonzentrationen in Gewässern nach der winterlichen Salzstreuung besonders erhöht sind (Kwasek 2011; Winston *et al.* 2012).

Konkrete Untersuchungen zur Salztoleranz an Amphibien gibt es nur wenige, wobei vor allem jene Arten vergleichsweise gut untersucht sind, die als besonders salztolerant gelten, so z.B. der in Mangroven SO-Asiens lebende *Fejervarya cancrivora*, der bis über 17 g L^{-1} Chlorid bzw. Salzgehalte bis 39‰ toleriert (Dicker & Elliott 1970; Dunson 1977; Gordon 1962).

Die Wechselkröte *Bufo viridis* wurde bei einer Salinität von deutlich über 20‰ gefunden (Gordon 1962), die Aga-Kröte *Bufo marinus* bei >3‰ (Ely 1944). Eine Überlebenswahrscheinlichkeit von >50% wies der „ornamented pygmy frog“ (*Microhyla ornata*) bei 1.8 g L^{-1} Chlorid auf (Padhye & Ghate 1992), der in Australien beheimatete braune Baumfrosch (*Litoria ewingii*) bei 2.56 g L^{-1} Chlorid (Chinathamby *et al.* 2006). *Pelophylax perezi* ist aus Spritzwassertümpeln an der Küste von Portugal nachgewiesen (Sillero & Ribeiro 2010)

Diesen besonders salztoleranten Arten steht eine Reihe von Amphibien gegenüber, bei denen bereits geringere Konzentrationen Veränderungen in ihrer Physiologie oder ihrem Verhalten auslösten. So zeigte der nordamerikanische Waldfrosch *Rana sylvatica* ab 628 mg L^{-1} eine reduzierte Überlebenswahrscheinlichkeit (Sanzo & Hecnar 2006). Bei der ebenfalls Nordamerikanischen Art *Rana clamitans* traten ab 945 mg L^{-1} Missbildungen auf (Karraker 2007a), doch lag die Überlebensrate der gleichen Art in einem chronischem 7-Tage-Toxizitätstest mit 161 mg L^{-1} Chlorid nur bei 64% (Dougherty & Smith 2006). Eine um 40% geringere Überlebensrate hatten Fleckensalamander *(Ambystoma maculatum)* in ephemeren Tümpeln entlang einer Straße bei 91–250 mg L^{-1} gegenüber Tieren aus Gewässern, die >50 m von der Straße entfernt waren und eine durchschnittliche Chlorid-Konzentration von 7 mg L^{-1} aufwiesen (Karraker 2007b). Beeinträchtigungen der Metamorphose wiesen Russell & Collins (2008) für dieselbe Art bei 300 mg L^{-1} (gegenüber einer Vergleichskonzentration von 8 mg L^{-1}) nach, was eine Verlängerung der Entwicklungszeit um 1/3 auslöste; bei 900 mg L^{-1} hatte sich die Entwicklungszeit mehr als verdoppelt. Im gleichen Versuchsansatz zeigten sich nordamerikanische Grünfrösche tolerant gegenüber 900 mg L^{-1}, während sie nach Kwasek (2011) ab einer EC_{50} von 219 mg L^{-1} Verhaltensänderungen (Vermeidung) zeigten. Der Nördliche Leopardenfrosch (*Rana pipiens*), der Fleckensalamander *(Ambystoma maculatum*) und der Östliche Molch *(Notophthalmus viridescens)* zeigten Vermeidungsreaktionen (EC_{50}) bei Chlorid-Konzentrationen von 400, 198 bzw. 205 mg L^{-1} (Kwasek 2011). Vergleichsweise niedrig (250 mg L^{-1}) waren auch die Chlorid-Konzentrationen, bei denen eine andere Population von *Rana clamitans* bereits Missbildungen aufwies. Bei einer nicht näher bezeichneten Laubfrosch-Art traten bereits bei etwa 150 mg L^{-1} Chlorid Missbildungen (Karraker 2007b).

Auch wenn es bei einzelnen Amphibienarten bereits bei niedrigen Chlorid-Konzentrationen Beeinträchtigungen geben mag, so sind konkrete Hinweise auf eine Veränderung ganzer Amphibiengemeinschaften infolge einer Salzbelastung rar. Ein mit hiesigen Verhältnissen wenig vergleichbares Beispiel stammt aus australischen Gewässern, in deren landwirtschaftlich geprägtem Umland starke Bewässerung zur Versalzung der Böden geführt hat. Leitfähigkeiten >6000 µS cm^{-1} verhinderten weitgehend eine erfolgreiche Entwicklung von Amphibien, während bei unter 3000 µS cm^{-1} keine Beeinträchtigung erkennbar war (Smith *et al.* 2007). Eine deutlich verringerte Artendiversität fanden Russell & Collins (2008) und Collins & Russell (2009) in straßennahen, salzbeeinflussten Tümpeln entlang eines Gradienten von 10 bis rund 400 mg L^{-1} Chlorid. Sadowski (2001) fand *Rana sylvatica* und *Pseudacris crucifer* nur in Bereichen mit Chlorid-Konzentrationen <250 mg L^{-1} und konnte generell eine verringerte Abundanz und Diversität der Amphibien in Gewässern mit >200 mg L^{-1} Chlorid feststellen.

Für **heimische Amphibienarten** gibt es nur wenige ökotoxikologische Untersuchungen, allerdings lassen sich aus Vorkommen und Verbreitung der Arten gewisse Salztoleranzen ableiten.

Feuersalamander *(Salamandra salamandra)*: Typischer Lebensraum ist der feuchte Laubmischwald, die Fortpflanzung findet an kleinen Bächen und Quelltümpeln statt. Es gibt keine Vorkommen in den hinsichtlich einer Chloridbelastung besonders kritischen Gebieten Weinviertel und Burgenland (ÖGH 2012). Nachdem vom Weibchen fast fertig entwickelte Larven geboren und ins Wasser abgesetzt werden, besteht im Falle erhöhter Chlorid-Konzentrationen keine Gefahr für die sensiblen Entwicklungsstadien während der Metamorphose.

Alpen-Salamander *(Salamandra atra)*: Die Art kommt zwischen 600 und 2500 m Seehöhe vor, d.h. in eher abflussreicheren Gebieten (ÖGH 2012). Es ist daher davon auszugehen, dass der Alpen-Salamander der Gefahr erhöhter Chlorid-Konzentrationen weniger ausgesetzt ist als andere Arten. Nachdem die Weibchen der Alpensalamander fertig metamorphosierte Jungtiere zur Welt bringen, ist – noch deutlicher ausgeprägt als beim Feuersalamander – keine Exposition der Entwicklungsstadien gegenüber negativen stofflichen Einflüssen gegeben. Die Fortpflanzung ist vom Aufsuchen eines Gewässers unabhängig.

Der Berg- oder Alpenmolch *(Ichthyosaura alpestris)* kommt vor allem in Höhenlagen ab 1300 m Seehöhe vor, aber auch ab 300 m (Wienerwald). Er besiedelt Tümpel und Weiher, auch Moorgewässer (ÖGH 2012). Nachdem der Bergmolch in weiten Teilen Niederösterreichs und des Burgenlandes fehlt, werden viele Bäche und Gräben, die aufgrund der geringen Wasserführung potenziell erhöhte Chlorid-Konzentrationen aufweisen, nicht besiedelt. Konkrete Nachweise aus chloridbelasteten Gewässern sind nicht bekannt.

Der Kammmolch *(Triturus cristatus)* ist schwerpunktmäßig im Mühl- und Waldviertel, im Flachgau und Innviertel sowie in Vorarlberg, meist zwischen 200 und 600 m, anzutreffen, wo er permanente stehende Gewässer als Laich- und Wohngewässer bevorzugt (ÖGH 2012). Ähnliche Lebensräume im Süden Österreichs und im Alpenraum besiedelt der Alpenkammmolch *(Triturus carnifex)*. Beide Arten fehlen im Weinviertel und Burgenland.

Der Donaukammmolch *(Triturus dobrogicus)* ist vor allem am Ostrand Österreichs unter <200 m anzutreffen. Sein Lebensraum sind temporäre stehende Gewässer (ÖGH 2012). Nachdem die Art auch im Neusiedler See-Gebiet und Seewinkel vorkommt, ist eine gewisse Toleranz gegenüber erhöhten Salzkonzentrationen anzunehmen. Csarmann (2008) fand die Art im Oberen Schrändlsee bei Chlorid-Konzentrationen bis 201 mg L^{-1}.

Sehr weit in Österreich verbreitet ist der Teichmolch *(Lissotriton vulgaris)*. Der Schwerpunkt des Vorkommens liegt im Flachland Nieder- und Oberösterreichs, Wiens und des Burgenlandes, er kommt aber auch bis über 2000 m vor. In ihrer Diplomarbeit über die Amphibien des Seewinkels wies Csarmann (2008) den Teichmolch aus dem Oberen Schrändlsee bei 201 mg L^{-1} Cl^{-} nach.

Die Rotbauchunke *(Bombina bombina)* ist meist <200 m Seehöhe anzutreffen, unter anderem auch im Weinviertel und im Gebiet des Neusiedler Sees (Grabenhofer 2004). Lebensraum sind permanente und temporäre stehende Gewässer, primär in den großen Aulandschaften Ostösterreichs, aber auch in künstlichen Habitaten wie Ziegelteichen (ÖGH 2012). Erwachsene Unken sowie Jungtiere bewohnen nach der Eiablage auch andere Gewässer wie Tümpel, Lacken oder Gräben, welche aber nicht zur

Reproduktion genutzt werden. Das Verbreitungsgebiet lässt eine gewisse Toleranz gegenüber erhöhten Salzgehalten vermuten. Für die Populationen des Seewinkels in Nordburgenland gibt Fischer-Nagel (1977) eine kritische Natrium-Konzentration, aber welcher keine Fortpflanzung und kein Wachstum der Larven mehr möglich ist, mit 500 mg L^{-1} an.

Der Lebensraum der Gelbbauchunke *(Bombina variegata)* liegt zwischen 200 und 800 m (bis 1900 m) Seehöhe; es sind meist kleinere Tümpel, Teiche und Weiher. Das Weinviertel und das Nord-Burgenland werden nicht besiedelt. Gesicherte Angaben zur Salztoleranz gibt es keine. Auf http://www.museumkiev.org findet sich der vage Hinweis, dass Gelbbauchunken weniger anspruchsvoll sein sollen als Rotbauchunken und auch hohe Salzgehalte tolerieren.

Die Knoblauchkröte *(Pelobates fuscus)* besiedelt tiefere Lagen zwischen 115 und 560 m Seehöhe, meist <200 m, somit also Oberösterreich, Niederösterreich, Wien, Burgenland und die Steiermark. Nach den Salztoleranz-Untersuchungen von Fischer-Nagel (1977) ist die Knoblauchkröte ähnlich salztolerant wie die Grünfrösche (s.u.).

Die Erdkröte *(Bufo bufo)* ist weit in Österreich verbreitet und vergleichsweise anspruchslos. Auch das Neusiedler-See-Gebiet und der Seewinkel werden besiedelt, was eine gewisse Salztoleranz erwarten lässt. In Deutschland besiedelt die Erdkröte sogar Brackwasserhabitate.

Die Kreuzkröte *(Bufo calamita)* ist in Österreich nur aus Gmünd/Naglberg und dem Lechthal/ Tirol bekannt (ÖGH 2012). Die Art gilt als salztolerant (Sinsch *et al.* 1992) und wurde beispielsweise aus englischen Gewässern mit Chlorid-Konzentrationen bis 2.44 g L^{-1} nachgewiesen (Beebee 1985). Klinge & Winkler (2005) geben eine Salztoleranz bis 5‰ an, für dänische Gewässer sogar bis 8‰. Auch für Brackwasserbereiche an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste ist die Kreuzkröte belegt (Dierking 1994). Nach Sinsch (1988 *cit.* in Klinge & Winkler 2005), kann die Art die Salzkonzentration des Nordseewassers etwa eine Stunde überleben. Für Kreuzkröten-Larven liegt die $LC_{100;2h}$ bei 2.8 g L^{-1} (Andren & Nilson 1979; 1985), die $LC_{100;96h}$ bei 1.7 g L^{-1} (Mathias 1971 *cit.* in Bregulla 1986). Gomez-Mestre *et al.* (2004) verwiesen jedoch auf indirekte Effekte erhöhter Salzexposition, insbesondere einer verlangsamte Entwicklungsrate. Auch wenn das keinen Effekt auf die Endgröße der Kaulquappen und der adulten Tiere hat, so ist damit eine längere Entwicklungszeit verbunden. Dadurch besteht die Gefahr der Austrocknung des Gewässers.

Die Wechselkröte *(Bufo viridis)* gilt unter den heimischen Arten als jene mit der höchsten Salztoleranz. Sie kommt vor allem in Ost-Österreich zwischen 200 und 400 m vor und besiedelt selbst die Salzlacken im burgenländischen Seewinkel (ÖGH 2012). Es liegt eine Reihe von Nachweisen auch aus Brackwasserhabitaten an der Nord- und Ostsee bis 8‰ (Klinge & Winkler 2005) und aus Rumänien bis 29‰ (Gordon 1962) vor. In seinen Versuchen an Anuren aus dem Seewinkel belegte Fischer-Nagel (1977) eine Salztoleranz bis 6 g L^{-1} Na^{+} und 7.5 g L^{-1} SO_4^{2-}.

Der Laubfrosch *(Hyla arborea)* ist eher im Flachland, unter anderem auch im Weinviertel und im Neusiedler-See-Gebiet anzutreffen, aber auch bis 1200 m Seehöhe. Er besiedelt kleine, temporäre Gewässer ebenso wie Seen (ÖGH 2012). Abgesehen vom Vorkommen im Neusiedler-See-Gebiet gibt es keine Hinweise auf die Salztoleranz der Art. In den Salzlacken des Seewinkels wies Csarmann (2008) eine uneingeschränkte Rufaktivität des Laubfroschs in Gewässern bis >4000 µS cm^{-1} nach.

Eine weitere Art des Flachlandes ist der Moorfrosch *(Rana arvalis)*. Es ist auch aus dem Neusiedler-See-Seewinkel-Gebiet bekannt, ebenso aus Gewässern entlang der Donau und March, nicht hingegen aus dem Weinviertel. Der Moorfrosch besiedelt Augewässer, Moore, aber auch Grabensysteme und Fischteiche (ÖGH 2012). In einer Studie an Gewässern im Nationalpark Vorpommern (Lutz 2012) fehlt die Art in brackwasserführenden Gräben, was der Autor auf den Salzgehalt zurückführt. Nach Klinge & Winkler (2005) können aber auch schwach salzbeeinflusste Gewässer bedeutende Laichpopulationen aufweisen und verweisen auf zahlreiche Funde in den Küstenniederungen der Ostsee.

Der Springfrosch *(Rana dalmatina)* ist fast überall im Flachland zu finden, fehlt aber in den Alpen. Auch die Gewässer des Neusiedler-See-Gebiets und des Weinviertels (Altarme, Seen, Teiche, auch kleinere Gewässer) gehören zu seine Wohn- und Laichhabitaten (ÖGH 2012).

Der Grasfrosch *(Rana temporaria)* ist in Österreich weit verbreitet, im Flachland aber eher weniger anzutreffen. Er fehlt auch in den Augewässern der March, im Weinviertel und im Neusiedler-See-Gebiet (ÖGH 2012). Aus Deutschland sind Nachweise aus Gewässern mit Chlorid-Konzentrationen bis 2.3 g L^{-1} bekannt; die Mortalität der Kaulquappen stieg erst bei 2 g L^{-1} NaCl (Viertel 1999). Ackrill *et al.* (1969) geben für *R. temporaria* und *Pelophylax esculentus* Toleranzgrenzen von 7‰ Gesamtsalzgehalt an, allerdings waren in der Anfangszeit der von den Autoren über zwei Monate durchgeführten Testläufe gelegentlich eine erhöhte Mortalität festzustellen. Klinge & Winkler (2005) erwähnen eine erfolgreiche Reproduktion in schwach salzwasserbeeinflussten Habitaten in der Nähe der Nordseeküste. Bei Chlorid-Konzentrationen um 300 mg L^{-1} verringert sich jedoch die Überlebensrate und die Aktivität der Tiere (Winkler & Forte 2011). Denoël *et al.* (2010) stellten bei Exposition von Grasfrosch-Kaulquappen gegenüber 300 mg L^{-1} Chlorid keine negativen Effekte auf Wachstum und Überlebensrate fest, sehr wohl aber im Schwimmverhalten, das mit Video-Kontrolle dokumentiert wurde. Die Autoren schließen negative Konsequenzen auf den langfristigen Erfolg nicht aus.

Die Wasserfrosch-Gruppe mit dem kleinen Wasserfrosch *(Pelophylax lessonae)*, dem Teichfrosch (*P.* kl. e*sculentus*) und dem Seefrosch *(P. ridibundus)* ist in den flacheren Gebieten Österreichs weit verbreitet. Die drei Vertreter besiedeln auch den Neusiedler See und angrenzende Gewässer im Seewinkel (Grillitsch & Grillitsch 1984; Häupl 1982; Tunner & Dobrowsky 1976). Csarmann (2008) belegte hier eine erfolgreiche Metamorphose im Nördlichen Silbersee bei bis zu 161 mg L^{-1}. In seiner Diplomarbeit über die Anuren des Seewinkels gibt Fischer-Nagel (1977) eine kritische Ionenkonzentration, aber welcher keine Fortpflanzung mehr möglich ist, mit >1300 mg L^{-1} Na^{+} und 1500 mg L^{-1} SO_4^{2-} an, und bezeichnet die Art als „weniger alkalinitätsempfindlich“ als die Rotbauchunke. Ein Wert von um 2000 mg L^{-1} SO_4^{2-} ist nach Fischer-Nagel (1977) für die Larvenentwicklung von *P. esculenta* kritisch. Eine vergleichsweise hohe Toleranz der Grünfrösche bestätigen Funde in Brackwassergräben in Vorpommern, wenngleich die Dichten in dort geringer sind als in nahe gelegenen Süßwasserhabitaten (Lutz 2012).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass für mehrere Amphibienarten Österreichs eine Salztoleranz bis über 1000 mg L^{-1} Chlorid belegt. Konkrete Hinweise darauf, dass manche heimische Arten eine besonders geringe Salztoleranz aufweisen, gibt es nicht – auch wenn dies unter Berücksichtigung der knappen Datenlage nicht auszuschließen ist. Jene Arten, über deren Salztoleranz am wenigsten

bekannt ist (Feuer- und Alpen-Salamander, Berg- und Kammmolch, Gelbbauchunke) kommen in Gebieten wenig oder kaum vor, in denen kritische Chlorid-Konzentrationen infolge Streusalz-Ausbringung am häufigsten auftreten (v.a. abflussschwache Gewässer im Weinviertel und Burgenland). Aus Freilandarbeiten wie auch aus chronischen Toxizitätstests ist jedoch bekannt, dass bereits Konzentrationen von 150–300 mg L^{-1} geringfügige negative auf Amphibienpopulationen haben können. Somit erweisen sich Amphibien jedenfalls als sensitiver als beispielsweise Fische und viele Evertebraten.

4.18 Resümee

In den vorangegangenen Kapiteln wurden Informationen zur Salztoleranz aus Freilanddaten und Labortests aquatischer Pflanzen und Tiere zusammengetragen. Es ergibt sich daraus ein äußerst vielschichtiges Bild. Für viele Arten sind Vorkommen bei Chlorid-Konzentrationen belegt, die im Bereich von mehreren g L^{-1} liegen. Das wird durch die Daten aus zahlreichen, vor allem akuten, Toxizitätstests bestätigt. Es gibt aber auch Hinweise auf eine Sensitivität einzelner Gruppen im Bereich wenige 100 mg L^{-1}, teilweise sogar <100 mg L^{-1}.

Auch bei eindeutigen Befunden und statistisch abgesicherten Testreihen bleibt immer offene Fragen, da jedes Ergebnis stark von den Rahmenbedingungen abhängt und bei geänderten Verhältnissen ganz anders aussehen mag.

Bei der Durchsicht der Fachliteratur zur Salztoleranz drängen sich vor allem drei Fragen auf:

1. Können die Ergebnisse von Chlorid-Toxizitätstests direkt auf das Freiland übertragen werden?
2. Kann aus dem Vorkommen einer Art bei erhöhten Salzgehalten in einem bestimmten Gewässer geschlossen werden, dass die gleiche Art auch andernorts erhöhte Salzbelastungen toleriert?
3. Kann aus dem Fehlen von Nachweisen bei höheren Chlorid-Konzentrationen auf eine Salzempfindlichkeit geschlossen werden?

Keine dieser drei Fragen kann vorbehaltlos mit ja beantwortet werden. Labortests bieten zweifellos eine wichtige Grundlage zur Bewertung der Salzempfindlichkeit und können unser Verständnis der physiologischen Mechanismen vertiefen. In Kap. 3 und 4.2 wurden aber auch wesentliche Einschränkungen von Labortests angesprochen. Sie betreffen vor allem die Auswahl und Herkunft der Testorganismen, andere Einflussgrößen wie die Wasserhärte oder die Temperatur, Fragen der Akklimatisation und die Expositionsdauer. In der Gesamtbetrachtung der Toxizitätstests ist vor allem die Auswahl der Testorganismen kritisch zu hinterfragen. Es ist sicherlich kein Zufall, dass Toxizitätstests tendenziell eher mir jenen Arten durchführt wurden, die leicht zu beschaffen und unter Laborbedingungen zu halten sind.

Nachweise aus dem Freiland, teilweise auch Mesokosmos-Versuche, integrieren unterschiedliche Rahmenbedingungen und geben damit Auskunft über die Salztoleranz von Organismen unter bestimmten Verhältnissen. Dies betrifft sowohl abiotische Faktoren als auch biotische Interaktionen mit anderen Organismengruppen. Einschränkungen in der Aussage bestehen in zweierlei Hinsicht: Zum einen stehen uns Informationen zu erhöhten Salzkonzentrationen im Freiland oft nur von

Gewässern zur Verfügung, welche auch durch andere Stressoren betroffen sind. Die dort vorkommenden Arten sind daher oft generell tolerant und nicht repräsentativ für die ganze Bandbreite stenöker und euryöker Pflanzen und Tiere. Wie bei den Labortests führt auch hier die selektive Betrachtung toleranter Arten zu einem verzerrten Gesamtbild.

Zum anderen ist allein aus dem Vorkommen bei bestimmten Chlorid-Konzentrationen nicht direkt auf eine uneingeschränkte Toleranz zu schließen. Es kann durchaus sein, dass Arten im Freiland zwar noch bei erhöhten Salzgehalten anzutreffen sind, aber bereits im subletalen Bereich Stresssymptome zeigen. Verringerte Wachstumsraten oder ein eingeschränkter Reproduktionserfolg infolge einer Salzbelastung können auf Populationsebene mitunter erst Monate oder Jahre später spürbar werden. Ein Beispiel dafür bieten möglicherweise die Amphibien: Für diese Gruppe sind Ausfälle einzelner Arten infolge des Einsatzes von Streusalz im Winter gut belegt; in Österreich besiedeln Amphibien aber auch Retentionsfilterbecken entlang von Autobahnen, die sehr hohe Konzentrationen von Chlorid (und anderen Schadstoffen) aufweisen (unpubl.). Aus diesen Vorkommen ist nur zu schließen, dass bestimmte Arten im Adultstadium für einen gewissen Zeitraum hohe Chlorid-Belastungen tolerieren (denen sie dank ihrer Mobilität aber auch kurzfristig wieder entkommen könnten). Ob in den Retentionsfilterbecken auch eine erfolgreiche Reproduktion stattfindet, ist ungewiss. Es ist sogar denkbar, dass diese künstlichen Gewässer Amphibien von anderen Standorten, die für die Embryonalentwicklung und der Wachstum der Kaulquappen geeigneter wären, „fernhalten“ und damit langfristig zu einer Schwächung der Population beitragen.

Nachweise aus dem Freiland lassen zudem keine gesicherten Aussagen zur Salztoleranz bei anderen Verhältnissen zu, insbesondere bei Änderung komplexer biotischer Interaktionen (z.B. Verschiebungen in den Nahrungsbeziehungen, höhere Wassertemperatur) und hinsichtlich Akklimatisation und Expositionsdauer.

Die dritte Frage zur Sensitivität von Arten, für die (noch) keine Nachweise bei erhöhten Salzbelastungen vorliegen, ist sicherlich am kritischsten zu sehen. Grundsätzlich wurden auch andere, erfolgreiche Bewertungssysteme auf reinen Freilanddaten aufgebaut, beispielsweise das Saprobiensystem nach Kolkwitz & Marsson (1902) oder das Halobiensystem nach Ziemann (1982). Zur saprobiellen Toleranz steht uns jedoch mittlerweile ein Datensatz aus mehr als 100 Jahren zur Verfügung, auch die Salzindikation von Diatomeen ist in den vergangenen 30 Jahren oft überprüft und evaluiert worden. Die in den letzten Jahren entwickelten Indices zur Bewertung von Chloridbelastungen, insbesondere bei den Evertebraten (Haybach 2010; Williams *et al.* 1999) sind hier mit deutlich mehr Unsicherheiten behaftet. Ein Beispiel dafür ist die Gemeine Wasserflorfliege *Sialis lutaria*, die nach Haybach nur bis 400 mg L^{-1} Chlorid nachgewiesen und daher in Haloklasse 5 eingestuft wurde, nach Toxizitätstest jedoch erst bei 6 000 mg L^{-1} (und damit in etwa isotonischen Verhältnissen zwischen Ausmedium und Hämolymphe) eine erhöhte Mortalität zeigt. Ebenso wird die Gemeine Sumpfschnecke *Stagnicola palustris* von Haybach nur für Gewässer <100 mg L^{-1} Chlorid angegeben und in Haloklasse 3 eingestuft, kommt aber im Neusiedler-See-Gebiet bis zumindest 400 mg L^{-1} vor.

Analog dem Ansatz der Sediment-Quality-Triad in der Bewertung von sedimentgebundenen Schadstoffen (Chapman 1990; Wolfram *et al.* 2012) ist nur in der Zusammenschau von Immissionsdaten zur Chloridbelastung, Daten aus Toxizitätstests und Felddaten zum Vorkommen und

Fehlen von Organismen bei bestimmten Salzkonzentrationen eine Gesamtbild zu gewinnen. Unter Berücksichtigung der zuvor diskutierten Einschränkungen lassen sich daher folgende allgemeine Schlüsse zur Salztoleranz aquatischer Organismen ziehen:

Unter den vier biologischen Qualitätselementen weisen Algen vor den Höheren Wasserpflanzen die höchste Sensitivität gegenüber erhöhten Salzgehalten auf. Wirbellose sind tendenziell weniger empfindlich als aquatische Pflanzen, Fische am geringsten. Eine vergleichsweise hohe Sensitivität weisen auch Amphibien auf, welche noch vor den Wirbellosen einzureihen wären.

Innerhalb der Evertebraten weisen Insekten und Amphipoden mehrheitlich eine hohe Toleranz gegenüber Chlorid-Konzentrationen bis in den Gramm-pro-Liter-Bereich auf. Andere Evertebraten-Gruppen sind empfindlicher, Konkrete Hinweise darauf gibt es bei Oligochaeten, Kleinkrebsen und vor allem den Muscheln (als Glochidien).

Die vier BQE gemäß EU-WRRL und die Amphibien lassen sich hinsichtlich ihrer Salztoleranz somit wie folgt reihen:

Algen > Makrophyten > Amphibien > Wirbellose > Fische

Die hohe Toleranz von Fischen gegenüber Chloridstress ist rein physiologisch betrachtet verständlich, da diese Gruppe unter den aquatischen Organismen die am weitesten entwickelten und komplexesten Mechanismen zur Osmoregulation besitzen. Auch die tendenziell höhere Salztoleranz von Insekten gegenüber manchen anderen Gruppen von Evertebraten ist in physiologischer und morphologischer Hinsicht erklärbar. Sie verfügen über eine eingeschränkt durchlässige Cuticula, zum Teil auch über osmoregulatorische Organe wie Analpapillen oder Kiemen. In beiden Gruppen liegt die letale Außenkonzentration in Akuttests oftmals in jenem Bereich, der auch der Konzentration der Körperflüssigkeiten entspricht (Isotonie). Auch Kefford *et al.* (2005) sehen in den Insekten innerhalb der Wirbellosen die Gruppe mit der höchsten Salztoleranz, gefolgt von Crustaceen und Nicht-Arthropoden.

Auch wenn die unterschiedliche Sensitivität der vier BQE (und der Amphibien) recht offensichtlich ist, so ist unser Wissen bei vielen Arten noch sehr unvollständig. Vor allem die chronischen Wirkungen niedriger Konzentrationen und die längerfristigen Auswirkungen über mehrere Generationen hinweg sind noch unzureichend erforscht. Wenig bekannt ist auch, welche Bedeutung in diesem Zusammenhang die Lebensweise von Wirbellosen hat. Sessile und wenig mobile Formen (z.B. Muscheln, Kaulquappen) sind vermutlich mehr betroffen als Arten, die den Lebensraum können (z.B. Wasserwanzen). Arthropoden sind sicherlich auch während der Häutung und Metamorphose empfindlicher. Es ist denkbar, dass in diese Phase die Osmoregulation über die – kurzfristig stärker wasserdurchlässige – Cuticula weniger gut funktioniert.

Tabelle 3 gibt einen Überblick über Taxa mit vergleichsweise geringer Chloridtoleranz (Angaben in NaCl wurden mit dem Faktor 0.6066 in Chlorid umgerechnet).

Tabelle 3. Übersicht über Taxa mit geringer Chloridtoleranz.

mg L^{-1} Cl^-	Effekt	Referenz
	Algen (Phytobenthos & Phytoplankton)	
>30	Verschwinden der Dinoflagellaten aus calciumarmen norwegischen Seen	Wike *et al.* (2012)
34	EC_{50}-Wert für *Rhodomonas lacustris*	Wike *et al.* (2012)
12 bis 235	Verschiebungen in der Artenzusammensetzung von Goldalgen	Environment Canada (2010)
	Höhere Wasserpflanzen (Makrophyten)	
50	Verdreifachung der Einzelpflanzen der Kleinen Wasserlinse *(Lemna minor)* im chronischen Test gegenüber einer Vervierfachung in der Kontrollreihe	Samacá (unpubl. ms).
100	Verringerung der Photosynthese bei der Kanadischen Wasserpest *(Elodea canadensis)* und dem Flutenden Hahnenfuß *(Ranunculus fluitans)*	Zimmermann-Timm (2007)
100	Verdrängung des Rauen Hornblatts *(Ceratophyllum demersum)* durch das Ährige Tausendblatt *(Myriophyllum spicatum)*	Samacá (unpubl. ms)
245	Hemmung von Produktion und Wachstum von drei Laichkrautarten *(Potamogeton lucens, P. perfoliatus, P. nodosus)*	van den Brink & van der Velde (1993)
164 → 710	Verschwinden des Rauen Hornblatts *(Ceratophyllum demersum)*	(Hallock & Hallock 1993)
182 → 607	Verringerte Keimung von Makrophyten (Brock *et al.* 2005)	
	Plattwürmer (Turbellaria)	
746	Verhaltensänderungen bei *Dugesia gonocephala*	Palladini *et al.* (1980)
	Weichtiere (Gastropoda)	
42	24h-EC_{10} bei Glochidien der Großmuschel *Epioblasma torulosa rangiana*	Gillis (2011)
24	24h-EC_{10} bei Glochidien der Großmsuchel *Lampsilis fasciola* (nicht signifikant)	Bringolf *et al.* (2007)
113	24h-EC_{50} bei Glochidien der Großmuschel *Lampsilis fasciola*	Gillis (2011)
121	Verringerte Geburtenrate bei *Musculium securis* in 60–80d-Test	Mackie (1978)
600	bei 18–20 °C Einbußen in der Kondition bei der Dreikantmuschel *(Dreissena polymorpha)*	Kilgour *et al.* (1994)
	Wenigborster (Oligochaeta)	
366	Erste Reaktionen von *Lumbriculus variegatus* in 28-d-Toxizitätstest	Elphick *et al.* (2011)
474	Subletale Effekte bei *T. tubifex* (Reduktion der Bewegungen)	Khangarot (1991)
	Krebstiere (Crustacea)	
(100)	Hohe Mortalität von *Gammarus minus* innerhalb weniger Stunden (methodisch sehr unsicherer Befund!)	Crosset *et al.* (2007)

mg L^{-1} Cl^-	Effekt	Referenz
182	Verringerter Schlupf planktischer Kleinkrebse	Brock *et al.* (2005)
500	Negative Effekte in chronischen Tests beim Ruderfußkrebs *Boeckella hamata*	Hall & Burns (2001)
600	Erste toxische Effekte bei *Ceriodaphnia dubia* in Biotests	Corsi *et al.* (2010)
	Fische	
352	33d-LOEC für die Dickkopfelritze *(Pimephales promelas)*	
	Amphibien	
150	Missbildungen bei einer Laubfrosch-Art	Karraker (2007b)
161	Überlebensrate von *Rana clamitans* im chronischen 7-Tage-Toxizitätstest nur 64%	Dougherty & Smith 2006
198	EC_{50} beim Fleckensalamander *(Ambystoma maculatum*)	Kwasek (2011)
>200	Verringerte Abundanz und Diversität der Amphibien	Sadowski (2001)
205	EC_{50} beim Östlichen Molch *(Notophthalmus viridescens)*	Kwasek (2011)
219	EC_{50} beim Nord-Amerikan. Grünfrosch	Kwasek (2011)
91–250	Verringerung der Überlebensrate des Flecken-Querzahnmolchs *(Ambystoma maculatum)* um 40%	Karraker 2007b
250	Missbildungen bei *Rana clamitans*	Karraker (2007b)
300	Beeinträchtigungen der Metamorphose und Verlängerung der Entwicklungszeit um 1/3 beim Flecken-Querzahnmolch	Russell & Collins (2008)
300	Verringerte Überlebensrate und Aktivität von *Rana temporaria*	Winkler & (Forte 2011)
300	Verändertes Schwimmverhalten von *Rana temporaria*	Denoël *et al.* (2010)
10–400	Deutlich verringerte Artendiversität entlang eines Gradienten	Russell & Collins (2008)
400	EC_{50} beim Nördlichen Leopardenfrosch (*Rana pipiens*)	Kwasek (2011)
628	Reduzierte Überlebenswahrscheinlichkeit beim nordamerikanischen Waldfrosch *Rana sylvatica*	Sanzo & Hecnar 2006)

5 Ökologische Bewertung und Grenzwerte

5.1 Vorbemerkung

In der Fachliteratur wurden im Laufe der letzten Jahrzehnte verschiedene Ansätze entwickelt, um die Auswirkungen von Salzbelastungen auf aquatische Organismen aufzeigen zu können. Meist wurden sie auf Grundlage von Freilanddaten entwickelt – mit all den im vorangegangenen Kapitel diskutierten Einschränkungen und Vorbehalten.

Was eine klare Indikation des Stressors Salz erschwert, ist der Umstand, dass Salzbelastung häufig mit anderen Beeinträchtigungen der Wasserqualität (Kefford *et al.* 2002), aber auch mit hydromorphologischen Eingriffen einhergeht (Lymbery *et al.* 2003). Unter Multi-Stressor-Bedingungen lassen sich ökologische Veränderungen vielfach nicht klar interpretieren. Das gilt im Besonderen in der Nähe von Straßen, welche vielfältige Auswirkungen auf die Umwelt haben (Trombulak & Frissell 2000). Häufig kommen saprobielle und Salzbelastungen gemeinsam vor, auch wenn sie – wie Haybach (2010) vermutet – „sehr wahrscheinlich" unabhängig voneinander wirken mögen. Moog *et al.* (2010) konnten in ihrer Auswertung von Monitoringdaten aus Österreich keinen Zusammenhang zwischen saprobieller Toleranz und und Chloridtoleranz nachweisen (allerdings innerhalb eines sehr kurzen Salzgradienten).

5.2 Bestehende Bewertungsansätze

5.2.1 Ciliaten

Rustige *et al.* (1997) und Nolting & Rustige (1998) entwickelten auf Grundlage der Untersuchungen von Albrecht (1983, 1986) ein Bewertungsverfahren für Ciliaten. Das Verfahren hat in der Fachliteratur bisher kaum ein Echo gefunden. Konkrete Anwendungsbeispiele gibt es nicht. Beisel *et al.* (2011) führen das – abgesehen von taxonomischen Schwierigkeiten – darauf zurück, dass die Ergebnisse nicht als Index zusammengefasst werden können.

5.2.2 Algen

Blinn *et al.* (2004) untersuchten Kieselalgen aus 56 stehenden Gewässern Westaustraliens und entwickelten auf Grundlage der Freilanddaten einen ***Index of specific conductance* (SCI)**. Er beruht auf der relativen Häufigkeit von 165 Diatomeentaxa, welche je nach Vorkommen entlang eines Gradienten von 50 bis 247 000 µS cm^{-1} eingestuft sind. Der Index wurde anhand multivariater Ordinationsmethoden entwickelt und ist eine Funktion aus Art-Stetigkeit („occurrence") und Salinität.

Bei van Dam *et al.* (1994) und Dell'Uomo (2004) ist eine Bewertung des Salzgehalts in ein Gesamtbewertungsverfahren eingebettet. **Van Dam *et al.* (1994)** unterscheiden vier Klassen, wobei die erste reines Süßwasser mit einer Chlorid-Konzentration <100 mg L^{-1} und die zweite bereits leicht

brackige Verhältnisse (<500 mg L^{-1} Chlorid) beschreibt. Die dritte und vierte Klasse reichen bereits in mäßig brackige und brackige Bereiche hinein (0.5–1 g L^{-1} und 1–5 g L^{-1}). Der **EPI-D Index** von **Dell'Uomo (2004)** beruht auf der Empfindlichkeit von Algen gegenüber dem Mineralisierungsgrad (vor allem Chlorid) und der Nährstoffsituation und wird in 5 Klassen und 4 Zwischenklassen eingeteilt. Der Index wurde unter anderem an italienischen Fließgewässern angewandt und ermöglichte dort eine Charakterisierung des Tena-Flusses (Leitfähigkeit 1500–3000 µS cm^{-1}; 600–780 mg L^{-1} Chlorid) anhand der Diatomeen-Flora (Torrisi *et al.* 2008 *cit.* in Beisel *et al.* 2010).

Eine spezifische Bewertung der Salinität anhand von Diatomeen entwickelte Ziemann (1971, 1982): den **Halobienindex** (Ziemann *et al.* 1999). Das Verfahren baut wie jene von van Dam *et al.* (1994) und Dell'Uomo (2004) auf den frühen Untersuchungen von Kolbe (1927), Hustedt (1957) und Simonsen (1962) auf. Es gibt vier Hauptklassen, denen jede Indikatorart zugeordnet wird (nach Ziemann & Schulz 2011):

1. polyhalob (Salinität ≥30‰, euryhaline Arten auch <30‰)
2. mesohalob
    a. euryhalin mesohalob (Salinität 10–30‰)
    b. α-mesohalob (NaCl mind. Salinität 10‰)
    c. β-mesohalob (Salinität 2–10‰)
3. oligohalob
    a. halophil
    b. indifferent
4. halophob (haloxen)

Der Halobienindex *H* errechnet sich aus dem relativen Anteil der Indikatorarten:

$$H = \frac{\sum h_H - \sum h_x}{\sum h} \cdot 100$$

$\Sigma\, h_H$ = Abundanz polyhalober, mesohalober und halophiler Indikatorarten

$\Sigma\, h_x$ = Abundanz haloxener Arten

$\Sigma\, h$ = Gesamtabundanz aller gefundenen Arten

Halobienindizes um 0 kennzeichnen typische Süßgewässer, ab +30 beginnt der Bereich mäßiger Versalzung (Schaumburg *et al.* 2012):

Limnische Gewässer	*Charakterisierung*	*Index*
infrahalob	extrem elektrolytarme, saure Gewässer	< –30
γ-oligohalob	schwach gepufferte, elektrolytarme Gewässer	–30 … < –10
β-oligohalob	typisches Süßwasser	–10 … < +10 …15
α-oligohob	gering versalzt	+10 … 15 – < +30
Salzgewässer		
β-mesohalob	mäßig versalzt	+30 – < +50
α-mesohalob	stark versalzt	+50 – < +75
polyhalob	extrem stark versalzt	≥75

In versalzten Gewässern sind häufig Massenvorkommen halophiler und/oder mesohalober Arten anzutreffen. Erfolgt die Berechnung des Halobienindex auf der Grundlage prozentualer Häufigkeiten, hat dies zur Folge, dass individuenarme Vorkommen indikativer Arten unterbetont werden. Die Berechnung des Halobienindex wird daher auf der Basis von Abundanzen vorgenommen (Ziemann *et al.* 1999). Dazu müssen die aus der Zählung resultierenden Prozentwerte wie folgt in Abundanzwerte transformiert werden:

Prozentuale Häufigkeit	*Abundanz*
<1.0%	2
1.0 bis ≤2.5%	3
2.5% bis ≤10.0%	5
10.0% bis ≤25.0%	7
>25.0%	9

Das Halobiensystem wurde mehrmals erfolgreich an deutschen Flüssen angewandt (Busse *et al.* 1999; Gutowski *et al.* 2006; Ziemann & Schulz 2011), Mischke (2005) weitete das für benthischen Diatomeen entwickelte Verfahren auf das Plankton großer Flüsse aus. Hinsichtlich der Probenahme empfehlen Ziemann & Schulz (2011) eine Aufnahme im Herbst, da es im Frühjahr saisonal bedingt zu einem raschen Wechsel von Arten kommt. Bäthe & Coring (2010) führen an, dass der Halobienindex in hocheutrophen Gewässern in der Regel leicht erhöht ist, da viele eutraphente Taxa zugleich als halophil gelten und so zu relativ hohen Halobienindizes beitragen.

Konkrete Anwendungsbeispiele des Halobienindex ist der Fluss Urbach, der einen Rückgang der Chlorid-Belastung von 25.4 auf 1.2 g L^{-1} erfuhr, und sein Vorfluter Helbe (von 3.7 auf 0.2 g L^{-1}). Busse *et al.* (1999) konnten die Verbesserung anhand des Halobienindex gut nachverfolgen (Abfall von Indexwert >80 auf <20 im Urbach und von 10–20 auf <10 in der Helbe), wenngleich sich die Erholung um etwa ein halbes Jahr verzögerte. In der Werra konnten von Coring & Bäthe (2011) Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten anhand des Halobienindex aufgezeigt werden (<4 g L^{-1}, Halobienindex 20–40). Fawzi *et al.* (2002) wendeten den Halobienindex auch erfolgreich auf ein Fließgewässer in Marokko an.

Nach Ziemann *et al.* (2001) erreicht der Halobienindex ab einer Chlorid-Konzentration von 3 g L^{-1} Werte >50. Der Grenzwert für den Übergang α-oligohalob (limnisch) zu β-oligohalob (brackig) liegt bei maximal 600 mg L^{-1} Chlorid. Um sicher einen α-oligohaloben Zustand beizubehalten, dürfen durchschnittlich 400 mg L^{-1} nicht überschritten werden. In der Gewässerbewertung erfolgt im Diatomeenmodul „Versalzung“ bei einem Halobienindex von ≥15 eine Herabstufung um eine ökologische Zustandsklasse (Schaumburg *et al.* 2012).

Eine Adaption des ursprünglichen Halobienindex von Ziemann & Schulz (2011) berücksichtigt neben der Gesamtsalzkonzentration auch die Ionenzusammensetzung. Konkrete Anwendungsbeispiele dafür liegen noch nicht vor.

Für die vorliegende Studie wurde getestet, inwieweit der **Halobienindex auf österreichische Gewässer anwendbar** ist. Dazu wurden leicht salzbelastete Fließgewässer in Ostösterreich anhand ihrer Diatomeengesellschaft bewertet. Die Stichprobe umfasste 32 Untersuchungen aus den Jahren 2005 bis 2012, mehrheitlich aus Monitoringprogammen des Bundes oder des Landes Niederösterreich.

Es wurden zum Teil gezielt Gewässer ausgewählt, aus denen eine erhöhte Chlorid-Konzentration in den letzten Wochen vor der Phytobenthos-Probenahme aufgetreten war; der Datensatz umfasste aber auch schwach salzbelastete und unbelastete Gewässer. Die Messstellen lagen mehrheitlich in der Bioregion Östliche Flach- und Hügelländer (z.B. Wulka, Pulkau, Ruster Graben), teilweise auch Berg-rückenlandschaft (Zöbernbach), Granit & Gneis (Zenobach), Kalkvoralpen (Dürnbach/Ois) und Flysch (z.B. Kierlingbach). Die Bandbreite der Chlorid-Konzentration lag bei 0.8 bis 539 mg L^{-1}, mit einem Median von 65 mg L^{-1}.

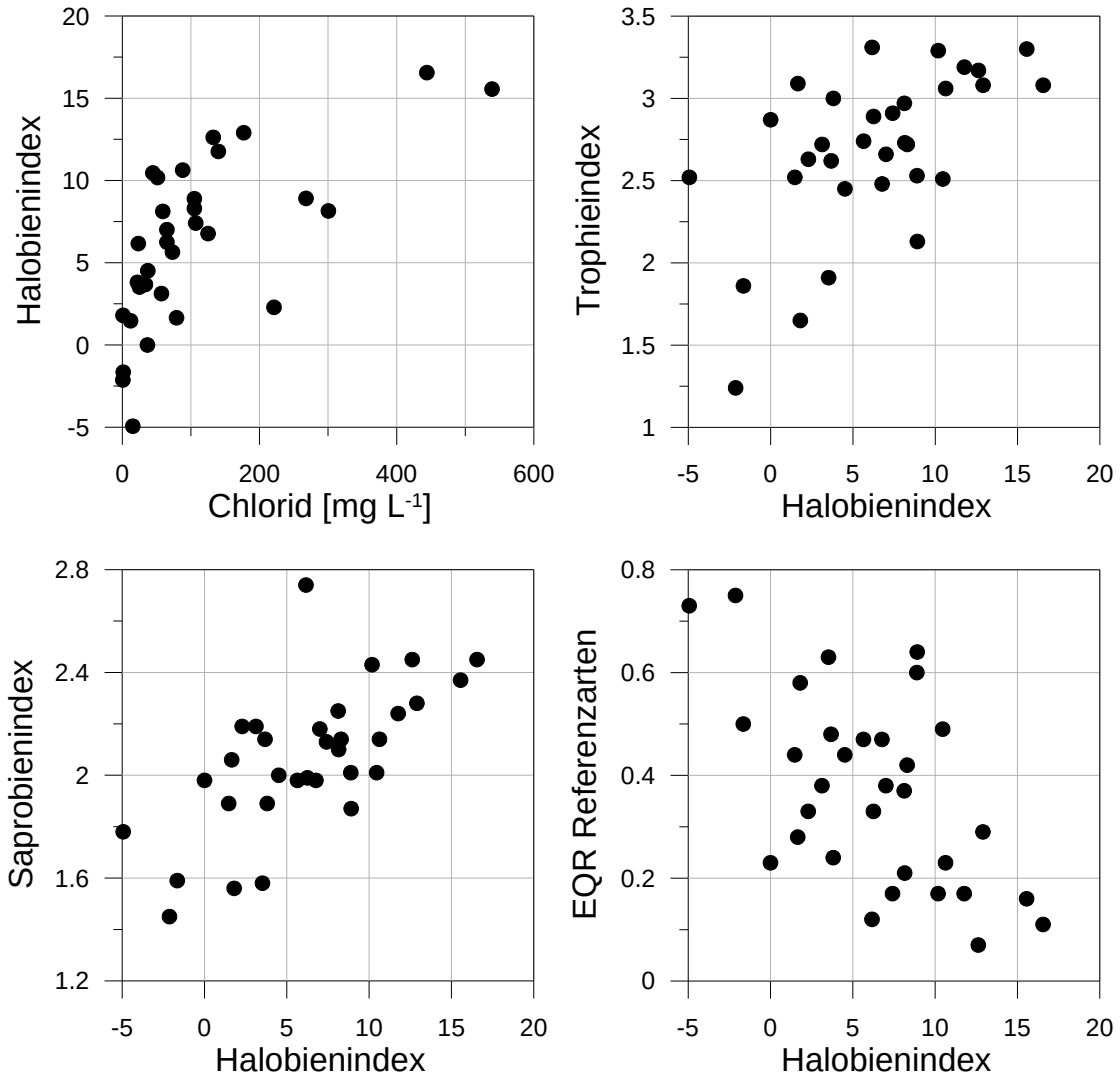


Abb. 10. Korrelation zwischen Chlorid-Konzentration und Halobienindex nach Ziemann *et al.* (1999) sowie zwischen dem Halobienindex und den drei Modul-Bewertungen für das Phytobenthos in 32 Aufnahmen aus kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern Ostösterreichs.

Für alle Gewässer wurden Bewertungen des ökologischen Zustands und des Halobienindex vorgenommen. Im unteren Konzentrationsbereich war meist ein guter ökologischer Zustand gegeben, bei höheren Chlorid-Konzentrationen meist ein mäßiger bis unbefriedigender Zustand. Nach dem Halobienindex wurden die Gewässer als α-oligohob oder β-oligohob eingestuft.

Der Befund erlaubt noch keine Aussage, ob die Abweichung vom Zielzustand auf die Chloridbelastung oder andere Stressoren zurückzuführen ist. Allerdings ist bemerkenswert, dass beim Modul Saprobie und Trophie auch bei erhöhten Chloridgehalten teilweise noch ein guter Zustand gegeben war und vor allem das Referenzartenmodul für das schlechte Gesamtergebnis verantwortlich war. Das könnte als Indiz auf einen Salzeinfluss gewertet werden, der unabhängig von Trophie und Saprobie den Gesamtzustand beeinflusst. Dennoch ist auch für die beiden klassischen Bewertungsindices Trophie und Saprobie eine Korrelation mit dem Halobienindex gegeben (Abb. 10).

Die Auswertung zeigt, dass der Halobienindex grundsätzlich auch im niedrigen Konzentrationsbereich auf österreichische Fließgewässer anwendbar ist. Das Ergebnis unterstreicht die mehrfach angesprochene, hohe Sensitivität von Algen gegenüber dem Stressor Salz. Bereits ab einer Chlorid-Konzentration von 100 mg L^{-1} sind Veränderungen in der Algengemeinschaft erkennbar, die sich in erhöhten Werten des Halobienindex widerspiegeln. Mit Werten um 15 liegt der Halobienindex zudem in jenem Grenzbereich, ab dem in Deutschland eine Herabstufung des ökologischen Zustands erfolgt. Weiterführende Untersuchungen sind notwendig, um konkret die Frage des Salzeinflusses auf die ökologische Gesamtbewertung zu klären.

5.2.3 Makrophyten

Ähnlich den Diatomeenindices stellten De Lyon & Roelofs (1986) und Van Katwijk & Roelofs (1988), beide *cit*. in Schutten *et al.* (1994), einen ***Macrophyte Salinity Index*** vor. Er wurde aus Daten von 600 niederländischen Gewässern entwickelt und unterscheidet fünf Kategorien:

1. marine Gewässer (>850 mMol L^{-1})
2. Brackwaser (meist >15 mMol L^{-1}, oft >50 mMol L^{-1})
3. sehr elektrolytreiche Gewässer (meist >10 mMol L^{-1}, oft >15 mMol L^{-1}, selten >50 mMol L^{-1})
4. elektrolytreiche Gewässer (selten <4 mMol L^{-1}, oft 15–50 mMol L^{-1}, selten >50 mMol L^{-1})
5. mäßig elektrolytreiche Gewässer (selten <4 mMol L^{-1}, meist 15–50 mMol L^{-1})

Gruppe 1 und 2 umfasst marine und Brackwasserarten, Gruppe 3 bis 5 Süßwasserarten. Schutten *et al.* (1994) konnten anhand dieses Index die Veränderung der Makrophytenvegetation in einem neu eingedeichten See in den Niederlanden beschreiben.

5.2.4 MZB

Aus Freilanddaten von 23 Quellgewässern im Raum Toronto entwickelten Williams *et al.* (1999) den ***Chloride Contamination Index* (CCI)**. Mittels Kanonischer Korrespondenzanalyse wurden die getesteten Evertebraten in tolerant und nicht-tolerant eingeteilt. Aus presence-absence der Indikatorarten errechnet sich der Gesamtindex. Das Bestimmungsniveau der Taxa ist relativ grob, eine Anwendbarkeit auf andere Gewässersysteme fraglich.

Dunlop *et al.* (2005) bzw. Horrigan *et al.* (2005) analysierten Freilanddaten aus rund 4000 Fließgewässerproben aus Queensland, Australien. Mittels Sensitivitätsanalyse und Modellen auf Basis neuronaler Netzwerke wurden taxon-spezifische Scores für Indikatortaxa zwischen 1 (sehr tolerant) und 10 (sensitiv) abgeleitet. Der ***Salinity index* (SI)** beruht auf den kumulativen Scores der einzelnen Taxa,

welche sich durchwegs auf Familienniveau bewegen. Bereits bei relativ niedrigen Leitfähigkeiten von ca. 800 bis 1000 µS cm^{-1} wurden Änderungen in der zoobenthischen Besiedlung und in der Reaktion des SI nachgewiesen. Mittels pCCA wurden natürliche Variabilität und andere Einflussgrößen ausgeschlossen.

Ebenfalls für Australien versuchten **Schäfer *et al.* (2011)** den Ansatz des SPEAR-Konzept (Species-At-Risk) auf die Stressoren Salinität und Pestizide anzuwenden. Der SPEAR wurde ursprünglich in Deutschland entwickelt (Liess & von der Ohe 2005; von der Ohe *et al.* 2009). Er differenziert lediglich zwischen gefährdeten und nicht-gefährdeten Arten (0/1) und leitet aus dem Vorkommen bzw. Fehlen der Indikatorarten eine Bewertung ab. Bei 835 Freilanddaten wurde zwischen der elektrischen Leitfähigkeit und dem Index ein r^2 zwischen 0.38 und 0.5 erreicht. Die Autoren heben hervor, dass der $\mathbf{SPEAR_{salinity}}$ nicht mit anderen Wasserqualitätsparametern oder dem $SPEAR_{pesticides}$ korrelierte.

Ein neuer Index wurde von **Haybach (2010)** auf Grundlage von Zoobenthosdaten aus Nordrhein-Westfalen entwickelt. 617 Taxa werden sechs Haloklassen zugeordnet, die unterschiedlichen Chlorid-Konzentrationsbereichen entsprechen. Die Zuordnung zu den Klassen erfolgt je nachdem, bis zu welcher Konzentration die Taxa noch nachgewiesen wurden.
Die Indexwerte nach Haybach *(l.c.)* sind:

1	<25 mg L^{-1}
2	<50 mg L^{-1}
3	<100 mg L^{-1}
4	<200 mg L^{-1}
5	<400 mg L^{-1}
6	>400 mg L^{-1}

Als Datenbasis wurden nur Aufnahmen berücksichtigt, die eine gesicherte Bewertung zulassen (keine sonstigen toxischen Einflüsse, keine Stellen mit erhöhter organischer Belastung). Standorte mit hohen Salzbelastungen fehlen im Datensatz. Aus den Bewertungen des ökologischen Zustands wurden unter anderem Grenzwerte für Chlorid abgeleitet. Sie liegen im Mittelgebirge bei maximal 134 mg L 1^{-1}, im Tiefland bei etwa 154 mg L^{-1}.

Ein Nachteil der artspezifischen Zuordnung zu den Haloklassen liegt darin, dass lediglich die maximale Konzentration, bei der ein Taxon gefunden wurde, maßgeblich ist, nicht der Schwerpunkt der Verteilung. Die Zuordnung ist damit bis zu einem gewissen Grad auch zufallsabhängig. Teilweise finden sich nicht schlüssige Einstufungen, z.B. *Diamesa insignipes* in Klasse 4, *Diamesa* als Gattung aber in Klasse 6; oder *Rhithrogena hercynia* in Klasse 2 und *Rhithrogena* als Gattung in Klasse 4. Haybach (2010) stuft letztlich drei Arten als hoch sensitiv ein (Nachweise ausschließlich bei <25 mg L^{-1} Chlorid: *Philopotamus* sp., *Amphinemura sulcicollis* und *Leuctra fusca*), 17% der Arten kommen nur bei Chloridkonzentrationen <100 mg L^{-1} vor, etwa 54% der Arten fehlen bei mehr als 200 mg L^{-1}.

Für die vorliegende Studie wurde die Frage getestet, inwieweit eine **Anwendung des Ansatzes von Haybach (2010) auf österreichische Gewässer** möglich ist. Für die Auswertung wurden Gewässer und Messstellen aus Ostösterreich ausgewählt, die von der DWS Hydro-Ökologie in den Jahren 2002 bis 2012 bearbeitet worden waren. Zum überwiegenden Teil der insgesamt 104 Aufnahmen handelte

es sich um qualitative und semiquantitative Proben (gemäß ÖNORM), teilweise um MHS-Proben gemäß aktueller Arbeitsvorschrift. Die vorliegende Auswertung beschränkte sich daher auf die zum Zeitpunkt der Aufnahme gemessenen Chlorid-Konzentration, den Saprobienindex und den Index nach Haybach (2010).

Die Aufnahmen umfassten Chlorid-Konzentrationen zwischen 4 (Walterschlägerbach) und 539 mg L^{-1} (Pulkau), der Saprobienindex umfasste eine Bandbreite von 1.61 bis 3.14 und der Haybach-Haloindex von 3.90 bis 5.93. Wie aus Abb. 11 ersichtlich, ist eine schwache Korrelation zwischen der Chlorid-Konzentration und dem Saprobienindex (Spearman-Korrelationskoeffizient r = 0.41) sowie zwischen Chlorid und Haybachs Halo-Index gegeben (r=0.37). Eine höhere Korrelation besteht mit r=0.76 zwischen Haloindex und Saprobienindex.

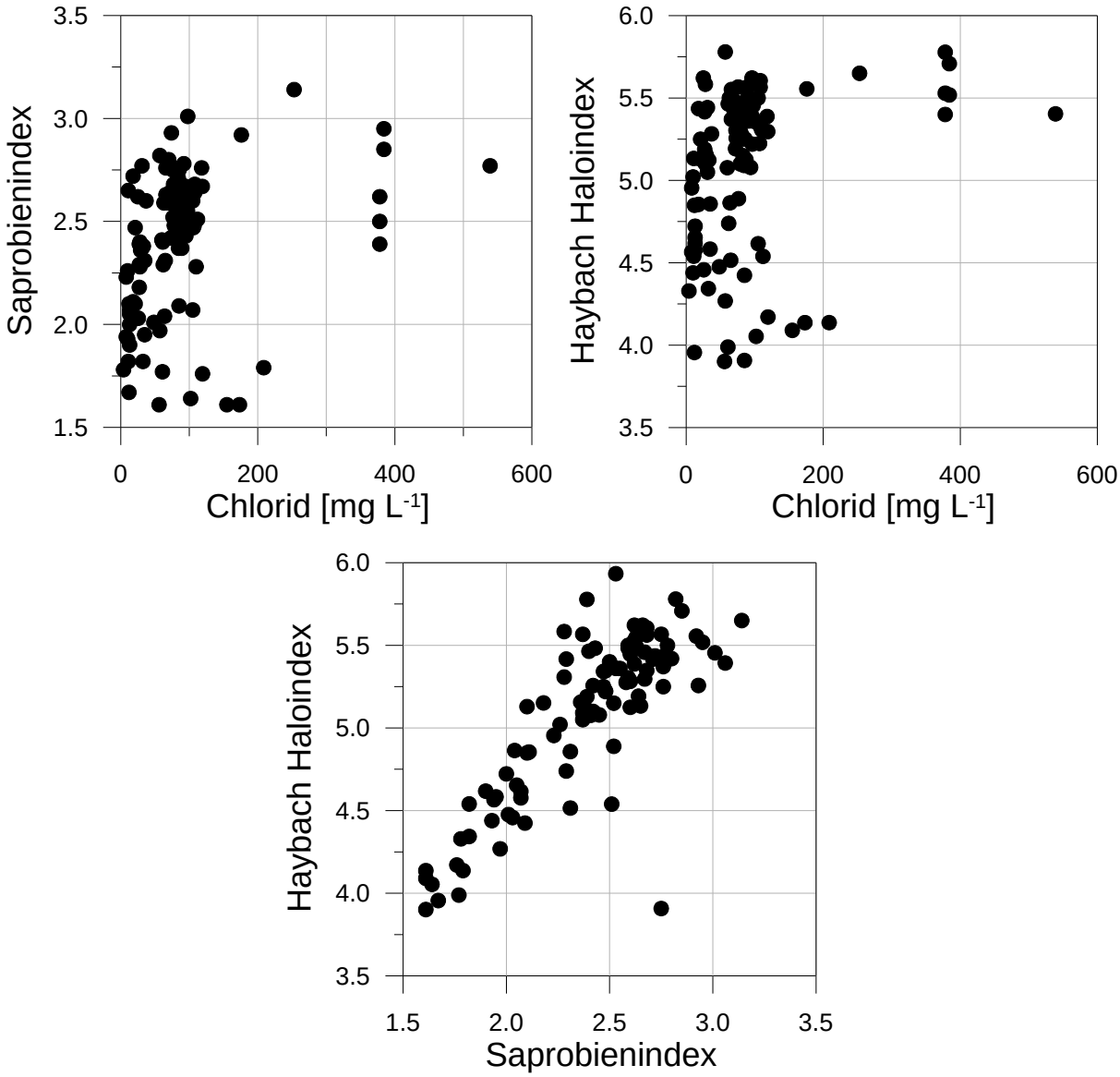


Abb. 11. Korrelation zwischen Chlorid-Konzentration und Saprobienindex *SI* bzw. Haloindex nach Haybach (2010) (oben) sowie zwischen *SI* und Haybach-Index (unten) auf Basis des Makrozoobenthos in 104 Fließgewässern Österreichs.

Als Alternative zum Berechnungsansatz nach Haybach erfolgte in einem zweiten Schritt eine Berechnung unter Einbeziehung von Gewichten für stenöke Arten (in Abhängigkeit von der Verteilung der Valenzen über die sechs Haloklassen) sowie unter Einbeziehung lediglich der Presence-absence-Daten (anstatt der relativen Häufigkeiten). Zudem erfolgte nach Experteneinschätzung durch W. Stockinger eine Überprüfung und teilweise Korrektur der Einstufungen von Haybach. Diese Varianten brachten allerdings keine erkennbare Verbesserung des Befundes. Der Korrelationskoeffizient der verschiedenen Haloindex-Varianten zur Chlorid-Konzentration variierte zwischen 0.31 und 0.46 und zum *SI* zwischen 0.61 und 0.76.

Diese vorläufige und nur testweise durchgeführte Bewertung des Makrozoobenthos ergibt somit kein klares Gesamtbild. Sie scheint damit die Erkenntnis aus der Literaturrecherche zu bestätigen, wonach den Wirbellosen eine geringere Indikation gegenüber Chlorid zukommt als den benthischen Algen. Ob es in Hinblick auf eine chronische Belastung mit Chlorid dennoch auch unter den Wirbellosen zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung kommen kann, sollte dennoch auf Grundlage der Arbeit von Haybach (2010) weiterverfolgt werden.

Für Österreich unternahmen **Moog *et al.* (2011)** einen ähnlichen Versuch wie Haybach (2010) und werteten dazu MZB-Monitoringdaten der Jahre 1998 bis 2007 für die Bioregionen Granit-Gneis und Kalkvoralpen aus. Die 127 Datensätze umfassten 710 benthische Taxa, welche dann mit Ausschluss seltener Taxa auf 300 reduziert wurden. Je nach Vorkommen wurden die Taxa in Klassen zwischen <10 mg L^{-1} und >150 mg L^{-1} eingeteilt.

19 Taxa wurden ausschließlich in Gewässern mit <10 mg L^{-1} gefunden, darunter unter anderem *Psammoryctides barbatus* und Hakenkäfer (Elmidae Gen.sp.). Es zeigt sich darin erneut die Schwierigkeit, allein aus Freilanddaten sensitive Taxa zu identifizieren. So wurde *P. barbatus* auch im schwach salzhältigen Neusiedler See bei durchschnittlich 250 mg L^{-1} gefunden; Elmidae sind – wie Moog *et al.* (2011) anführen – auch aus stärker belasteten Gewässern bekannt (vgl. Nachweise in der Werra, s.o.). Letztlich konnte in der von den Autoren durchgeführten Datenauswertung „keine eindeutige Tendenz der Chloridtoleranzen“ gezeigt werden. Eines der Hauptprobleme der Auswertung ist dabei sicherlich das Fehlen von stärker salzbelasteten Gewässern, was den untersuchten Gradienten stark einschränkt. Unter 127 Datensätzen wiesen nur drei Chlorid-Konzentrationen von über 100 mg L^{-1} auf. Dennoch schlugen Moog *et al.* (2011) Grenzwerte für die kurz-, mittel- und langfristige Exposition von Wirbellosen gegenüber Chlorid-Konzentrationen vor (siehe unten).

5.3 Chlorid *versus* ökologischer Zustand

Während zu den Auswirkungen von Salzbelastung auf einzelne Arten zahlreiche Informationen vorliegen, sind chloridbedingte Veränderungen der Funktionsfähigkeit der aquatischen Zönosen rar. Beisel *et al.* (2010) zitieren zwei Studien aus den USA und aus Spanien, in denen ab etwa 1.5 bis 2‰ Gesamtsalzgehalt Veränderungen in den trophischen Gruppen benthischer Wirbelloser auftraten. Das bestätigt die Hypothese von Hart *et al.* (1991), dass pflanzenfressende Arten indirekt von Chloridbelastung betroffen sein können, wenn epilithische Algengemeinschaften verschwinden. Auch Kefford *et al.* (2007c) vermuten indirekte Effekte auf salztolerante Makroevertebraten und Fische über die Nahrungskette, wenn ein direkter Impact auf Mikroevertebraten gegeben ist. Offensichtliche

Auswirkungen auf die benthische Lebensgemeinschaft wären auch bei salzbedingten Veränderungen von Makrophytenbeständen oder im Trophieniveau eines Gewässers zu erwarten (Wollheim & Lovvorn 1996). Ein Verschwinden von Großmuscheln hätte schließlich unmittelbare Auswirkungen auf das Vorkommen des Bitterlings, der in seiner Fortpflanzung auf Muscheln angewiesen ist.

Die meisten dieser Effekte lassen sich zwar schlüssig beschreiben, konkrete Hinweise darauf gibt es aber kaum. Am häufigsten werden in der Fachliteratur allgemeine Veränderungen von Abundanz und Diversität beschrieben, so z.B. von Piscart *et al*. (2005b) für die Evertebratenfauna ab einem Salzgehalt von 1.4‰. Die Bandbreite der Salinität, aber welcher eine mehr als 30%-ige Reduktion des Artenreichtums dokumentiert ist, variiert jedoch stark: von 0.3–0.5‰ bis 5–6‰ (Beisel *et al.* 2010). Hart *et al.* (1991) und Horrigan *et al.* (2005) geben Salzgehalte von 1‰ bzw. rund 0.5–0.7‰ als jenen Bereich, ab dem signifikante Verschiebungen in der Artengemeinschaft auftreten. In Riffles liegt diese Grenze nach Horrigan *et al.* (2005) noch etwas tiefer. Für australische Fließgewässer fanden Pinder *et al.* (2004) ab ca. 2–3‰ eine signifikante Abnahme des Artenreichtums (Abb. 12). ANZECC (2000 *cit.* in Rutherford & Kefford 2005) geben für Australien Werte zwischen 0.01 und 3.4‰ Gesamtsalzgehalt an, welche je nach Gewässertyp als „default salinity trigger values“ für eine geringfügige Beeinträchtigung ausreichen.

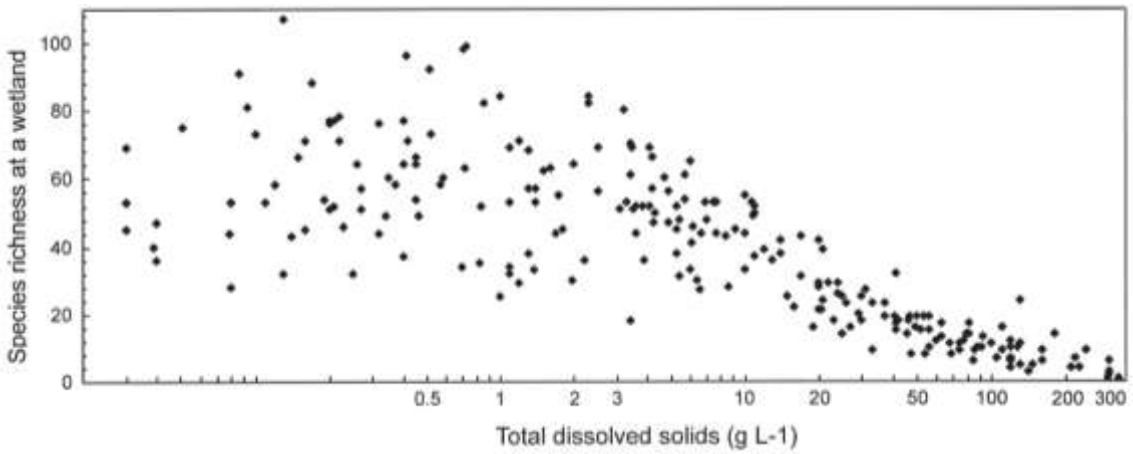


Abb. 12. Beziehung zwischen Salinität (als TDS, mg L^{-1}) und dem Artenreichtum in australischen Feuchtgebieten (aus Pinder *et al.* 2004).

Kritische Chlorid-Konzentrationsbereiche für die Weser gibt Bäthe (1998) mit >400 mg L^{-1} an, Remane & Schlieper (1971) mit 280 mg L^{-1} (Ziemann *et al.* 2001). In Kanada wird eine länger andauerende Exposition gegenüber 220 mg L^{-1} Chlorid als kritisch angesehen, wobei auch geringere Konzentrationen die Lebensgemeinschaft ändern und das Nahrungsnetz stören können (Environment Canada 2001; Kaushal *et al.* 2005).

Es ist anzunehmen, dass sich die beschriebenen Effekte – Abnahme von Diversität und Abundanz – auch in einer Bewertung des ökologischen Zustands im Sinne der EU-WRRL niederschlagen. Dabei ist zu betonen, dass die allermeisten der zuvor zitierten Befunde auf das Makrozoobenthos abzielen, nur zu einem geringen Prozentsatz jedoch auf die sensitiveren Gruppen der Algen und Höheren Wasserpflanzen.

Arle & Wagner (2012) untenahmen den Versuch einer Bewertung salzbelasteter Gewässer mit der offiziellen WRRL-Methode Deutschlands. Insbesonders über das Modul „Allgemeine Degradation" war für die Werra ein klarer Zusammenhang zwischen Salz und ökologischem Zustand gegeben.

Canedo-Argüelles *et al.* (2012) testeten MZB-Metrics aus dem EU-Projekt STAR, die zwar nicht spezifisch auf die Indikation von Salzbelastungen entwickelt worden waren, jedoch bei einer Leitfähigkeit von 2 500 bis 5 000 µS cm^{-1}, teilweise schon bei 1500 µS cm^{-1} deutlich ansprachen und eine Verschlecherung von „sehr gut" auf „gut" bewirkten. Eine Verschlechterung auf den mäßigen Zustand trat ab 5 000 µS cm^{-1} auf.

Im untersten Konzentrationsbereich <25 mg L^{-1} Chlorid konnte Bant (2009) keine Reaktion bei verschiedenen Metrics wie Trent Biotic Index, Chandler Score, BMWP, ASPT, %EPT und Shannon-Diversitätsindex auf akute Salzbelastung nachweisen.

In Österreich traten vor einigen Jahren in der Feistritz infolge von Einleitungen von Thermalabwässern maximale Chlorid-Konzentrationen von >100 mg L^{-1} auf. Trotz dieser (für österreichische Verhältnisse) hohen Chlorid-Konzentrationen war ein guter ökologischer Zustand gegeben (Wolfram *et al.* 2007a). Auch in kleinen Fließgewässern Niederösterreichs wurde in den letzten Jahren für das Makrozoobenthos teilweise ein guter Zustand bei Chlorid-Konzentrationen von deutlich über 150 mg L^{-1} festgestellt (unpubl.). Gerade bei sehr kleinen, und in Hinblick auf die Salzbelastung besonders gefährdeten Bächen, ist die Datenlage zum ökologischen Zustand jedoch schlecht und bedarf einer Erweiterung.

5.4 Grenzwerte

Angesichts der Vielzahl von (teilweise widersprüchlichen) Angaben zur Toleranz aquatischer Organismen gegenüber Chlorid wird offensichtlich, wie schwierig es ist, immissionsseitige Grenzwerte mit der nötigen Sicherheit und Genauigkeit festzulegen. So wird eine Chlorid-Konzentration von 1 g L^{-1} vom Iowa Department of Natural Resources (2009) als „overprotective" angesehen, während Kefford *et al.* (2007b) im Sinne eines nachhaltigen Gewässerschutzes genau das fordern, nämlich dass die Vermeidung von Salzbelastungen „overprotective" sein sollte.

In der Fachliteratur finden sich (abgesehen von nicht immer nachvollziehbaren Experteneinschätzungen) vor allem zwei Ansätze, nach denen Chlorid-Grenz- oder Richtwerte in Oberflächengewässer oder im Grundwasser festgesetzt wurden:

1. Ausgehend von der niedrigsten Effektkonzentration (LOEC) plus einem Sicherheitsfaktor
2. Auf Grundlage von Arten-Sensitivitäts-Verteilungen (*species sensitivity distributions*, SSD) durch Festlegung eines Prozentsatzes von sensitiven, potenziell beeinflussten Arten

In einigen Fällen wird zudem zwischen akuten (kurzfristigen) und chronischen (langfristigen) Belastungen unterschieden.

5.4.1 LOEC plus Sicherheitsfaktor

Nagpal *et al.* (2003) gehen von der niedrigsten, in chronischen Toxizitätstests festgestellten *Lowest-Observed-Effect Concentration* (LOEC) aus und dividieren diesen durch einen Sicherheitsfaktor von 5. Als geringste LOEC geben die Autoren eine Chlorid-Konzentration von 735 mg L^{-1} an (50%ige Verringerung der Reproduktion von *Ceriodaphnia dubia* über 7 Tage) und kommen damit auf einen Richtwert von 150 mg L^{-1} für chronische Belastung (gerundet auf die nächste 10er-Stelle).

Der Sicherheitsfaktor 5 wird von Nagpal *et al.* (2003) mit den nur spärlich vorhandenen chronischen Toxizitätsdaten gerechtfertigt. Die Autoren verweisen zudem auf die Arbeit von Diamond *et al.* (1992), der bei *C. dubia* ein Verhältnis von LOEC : NOEC *(No-Observed-Effect Concentration)* von 3.75 fand. Hughes (1973 *cit.* in Nagpal *et al.* 2003) ermittelten ein Verhältnis LC_{50} : LC_0 von 3 und von LC_{100} : LC_0 von 4, Degreave *et al.* (1992) ein LC_{50} : NOEC-Verhältnis von 1 bis 6.9. Schließlich könnte, so die Autoren, ein konservativer, d.h. eher höherer Sicherheitsfaktor notwendig sein, um auch sensitive, bisher nicht getestete Arten zu schützen.

Für die maximal zulässige Konzentration (akute Belastung) gehen Nagpal *et al.* (2003) von einem 96h-LC_{50}-Wert für *Tubifex tubifex* (1 204 mg L^{-1}) aus, was mit einem Sicherheitsfaktor von 2 (und Rundung auf die Zehnerstelle) eine Chlorid-Konzentration von 600 mg L^{-1} ergibt. Der geringere Sicherheitsfaktor bei den Akuttests wird damit argumentiert, dass für kurzfristige Toxizität deutlich mehr Daten vorliegen und der Wert daher besser abgesichert ist.

Dass in der Festlegung von Sicherheitsfaktoren eine gewisse Willkürlichkeit liegt, wird im Vergleich mit dem Zugang von Moog *et al.* (2009) deutlich, die sich auf den gleichen Test mit *T. tubifex* berufen, aber einen „bei solchen Tests üblichen Sicherheitsfaktor von 10“ anwenden, „was einen … Grenzwert von etwa 120 mg/l ergeben“ würde.

Ein Sicherheitsfaktor von 10 wird auch von Reed & Evans (1981) zitiert (mit Bezug auf das *Illinois Pollution Control Board 1977*): „Any substance toxic to aquatic life shall not exceed 1/10 of the 96-hour median tolerance limit (96-hr.-TL = LC_{50}) for native fish or essential fish food organisms.” Der Sicherheitsfaktor soll nach Angabe der Autoren negative Effekte auf Wachstum, Reproduktion und genetische Charakteristik minimieren. Nicht unwesentlich ist dabei der Bezug vor allem zu den Fischen, welche unter den BQE die geringste Sensitivität gegenüber Salz aufweisen.

Unter Berücksichtigung der in dieser Studie dargelegten Erkenntnisse zu anderen Einflussfaktoren wie Wasserhärte, Temperatur und Akklimatisation (die im Falle einer Stoßbelastung im Winter kaum möglich wäre), erscheint ein strengerer Sicherheitsfaktor gerechtfertigt. Andererseits ist grundsätzlich zu hinterfragen, ob die Ableitung von Grenzwerten aus Toxizitätsdaten sinnvoll ist, welche vorrangig mit Wirbellosen und Fischen durchgeführt wurden.

5.4.2 Arten-Sensitivitäts-Verteilung (*Species Sensitivity Distribution*, SSD)

SSD haben in der Ökotoxikologie eine lange Tradition und wurden für verschiedenste Organismengruppen und Schadstoffe eingesetzt (Kefford *et al.* 2011a; Posthuma *et al.* 2002), in Nordamerika (USA, Kanada) und in Australien auch zur Abschätzung der Toxizität von Chlorid (CCME 2011a; Elphick *et al.* 2011; Evans & Frick 2001; Kefford *et al.* 2012). Eine Voraussetzung für

die richtige Anwendbarkeit von SSD ist ein ausreichender und ausgewogener Datensatz von Toxizitätstests, der eine Voraussage von Effekten auf Arten zulässt, die darin nicht enthalten sind. Wie Kefford *et al.* (2005) kritisch anmerken, ist diese Voraussetzung oft nicht erfüllt, beispielsweise weil die Verteilung durch ein Übergewicht einer bestimmten taxonomischen Gruppe oder eines geographischen Raumes wie z.B. Nordamerika verzerrt ist. In taxonomischer Hinsicht gibt es zahlreiche Angaben zur akuten oder chronischen Toxizität von Evertebraten und Fischen, während die beiden anderen BQE, die Algen und die Makrophyten, unterrepräsentiert sind. Diesen Nachteil teilen die SSD mit dem zuvor beschriebenen Ansatz.

Als Grenzwert wird aus den SSD üblicherweise der 5%-Wert (HC5) angenommen, d.h. bei Einhaltung des Grenzwerts sollten 95% der Taxa geschützt sein. Dieser Wert ist natürlich ähnlich willkürlich wie der im vorangegangenen Abschnitt diskutierte Sicherheitsfaktor; er entspricht aber zumindest der Praxis, auch eine statistische Unsicherheit von 5% zu akzeptieren. Der HC5 wird von Environment Canada (2007) als ausreichend angesehen, um die Integrität und Funktion des Ökosystems zu schützen. Es sind aber auch andere Ableitungen von Grenzwerten denkbar, z.B. im Sinne Rutherford & Kefford (2005) je nach Gewässertyp und Schutzanspruch. In ähnlicher Weise argumentierten Moog *et al.* (2009) in ihrem Vorschlag, für Gewässer mit niedrigerem saprobiellen Grundzustand strengere Chlorid-Grenzwerte anzuwenden – mehr aus einem grundsätzlichem Schutzgedanken für xenosaprobe und sensitive Organismen, die zwar nicht nachweislich sensitiver gegenüber Chlorid sind als andere Gruppen, jedoch in Experimenten zur Chloridtoleranz schlecht dokumentiert sind.

SSD beruhen nicht auf einem einzigen Test (z.B. der niedrigeste LOEC), sondern auf einer Verteilung mehrerer Tests. Zur statistischen Ableitung des HC5 stehen verschiedene Funktionen zur Verfügung (log-normal, log-logistisch, Gompertz u.a.), wobei das log-logistische Regressionsmodell am häufigsten verwendet wird.

Elphick *et al.* (2011) berechneten eine SSD auf Basis von 15 chronischen Toxizitätstest, darunter 3 Algenarten, 1 Makrophytenart, 5 MZB-Vertretern, 2 Fischarten und 4 Mikro-Evertebraten (Rotifera, Cladocera) (Abb. 13). Als Endpunkt verwendeten die Autoren nach den Vorgaben von Environment Canada (2007) IC_{10}-Werte. NOEC werden aufgrund statistischer Einschränkungen nicht empfohlen; auch der Endpunkt als solcher wird teilweise kritisch gesehen (Chapman *et al.* 1996). Wenn IC_{10} < LOEC sollten erstere nicht herangezogen werden, da der Test offenbar nicht robust genug ist. Elphick *et al.* (2011) empfehlen dann die Verwendung des IC_{25}-Werts. Sofern dieser nicht verfügbar ist, wird der nächstbeste verfügbare Wert nach folgendem Muster herangezogen: MATC > NOEC > LOEC > EC_{50}. Liegen mehrere Angaben zur Toxizität vor, so wird für die SSD das geometrische Mittel berechnet.

Unter Berücksichtigung dieser Vorgaben ermittelten Elphick *et al.* (2011) für chronische Chlorid-Belastung als HC5 eine Chlorid-Konzentration von 307 mg L^{-1} (95%Konfidenzintervall: 217–369 mg L^{1}). Je nach der Gesamthärte des Wassers erfolgte noch eine Anpassung an die endgültige *Water Quality Objective* (siehe Kap. 3.3.1).

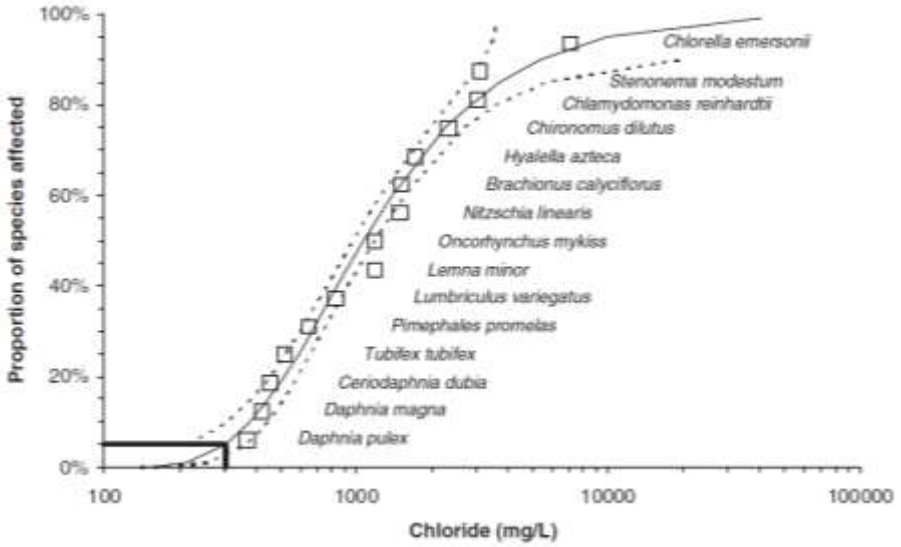


Abb. 13. SSD *(Species Sensitivity Distribution)* mit chronischer Toxizität für aquatische Organismen bei Exposition gegenüber Chlorid (aus Elphick *et al.* 2011).

Zehn Jahre früher hatten **Evans & Frick (2001)** aus SSD (Abb. 14) einen Grenzwert von 213 mg L^{-1} (136–290 mg L^{-1} 95%CI) bei chronischer Exposition ermittelt **(Environment Canada 2001)**. Der Wert wurde aus Daten von Akut-Tests und Anwendung einer *Acute : Chronic-Ratio* (ACR) von 7.59 abgeleitet, wobei diese ACR von der United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) übernommen worden war. Nach Elphick *et al.* (2011) ist dieser Wert jedoch zu konservativ; die Autoren geben auf Grundlage eigener Daten (24–96h-LC_{50} *versus* 48h–54d IC_x) eine ACR von 3.5 an. Eine ACR von 3 fanden auch Hassell *et al.* (2006) und Kefford *et al.* (2006b) bei *Centroptilum* und *Ischnura heterosticta*. Zwischen 2 und 5.8 liegen ACR bei acht australischen Evertebraten (Paradise 2009).

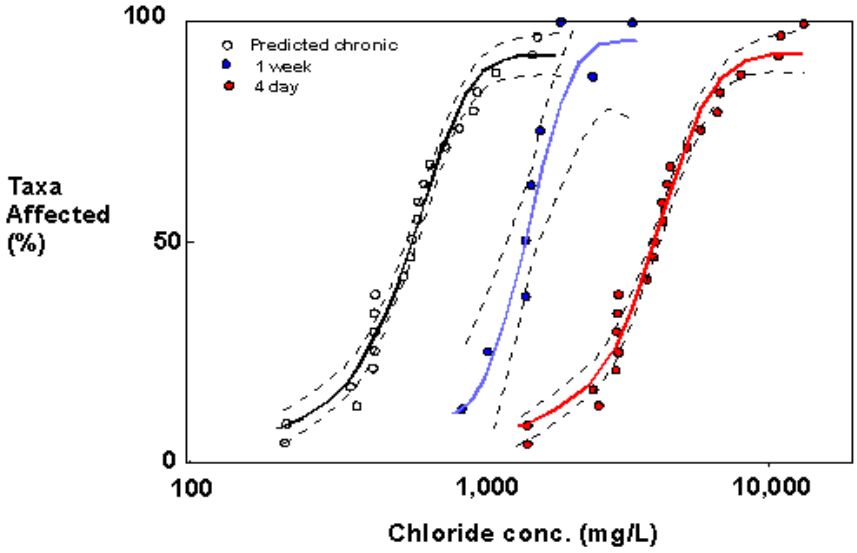


Abb. 14. SSD *(Species Sensitivity Distribution)* mit akuter und (über ACR prognostizierter) chronischer Toxizität für aquatische Organismen bei Exposition gegenüber NaCl (aus Evans & Frick 2001; Environment Canada 2001).

Die umfassendste Arbeit zur Ableitung von Qualitätsnormen für Chlorid auf Basis von SSD wurde in Kanada von CCME (2011a, 2011b) verfasst, wobei strenge Vorgaben für die Auswahl der Toxizitäts-Testdaten bestehen. Für die akute Toxizität wurden 51 Datensätze (EC50 und LC50), für die chronische Toxizität 28 Datensätze herangezogen. Auch die Autoren dieser Studie verwendeten ein log-logistisches Regressionsmodell. Im Plot werden die logarithmierten Chlorid-Konzentrationen gegen die sog. *Hazen Plotting Position* aufgetragen. Letztere wird nach folgender Formel berechnet:

$$\frac{i - 0.5}{N}$$

i … Art-Rang bei aufsteigender Toxizität
N … Gesamtanzahl der Datensätze in der SSD

Neubewertung der SSD von CCME (2011a): Für die vorliegende Arbeit wurde in einem ersten Schritt der originale Datensatz von CCME (2011a) nachgerechnet, dann in einem zweiten Schritt dieser Datensatz um neuere Daten ergänzt. Dabei zeigt sich eine Schwäche der SSD, nämlich einerseits die Sensitivität des Regressionsmodells an den „Enden“, d.h. genau in dem relevanten Bereich von HC5 (bei dem 5% der Arten betroffen sind). Andererseits dürfte es auch zwischen verschiedenen Rechenprogrammen Unterschiede in der Auflösung der log-logistischen Regressionsfunktion geben. So ermittelten CCME (2011a) in einem Microsoft Excel-basierten Software-Paket (SSD Master Version 2.0) einen HC5-Wert von 120 mg L^{-1} (95%-Konfidenzbereich: 90–155 mg L^{-1}) für chronische Exposition. Mit dem identen Datensatz wurde im Rahmen eigener Berechnungen in dem Statistikpaket *R* ein HC5-Wert von 104 mg L^{-1} errechnet. Unter Anwendung einer probit-Regression lag der HC5-Wert bei 113 (67–134 mg L^{-1}).

Für die akute Toxizität geben CCME (2011a) einen HC5-Wert von 640 (605–680) mg L^{-1} an, in R wurde mit dem gleichen Datensatz ein HC5-Wert von 604 mg L^{-1} (logit) bzw. 655 (598–674) mg L^{-1} (probit) ermittelt.

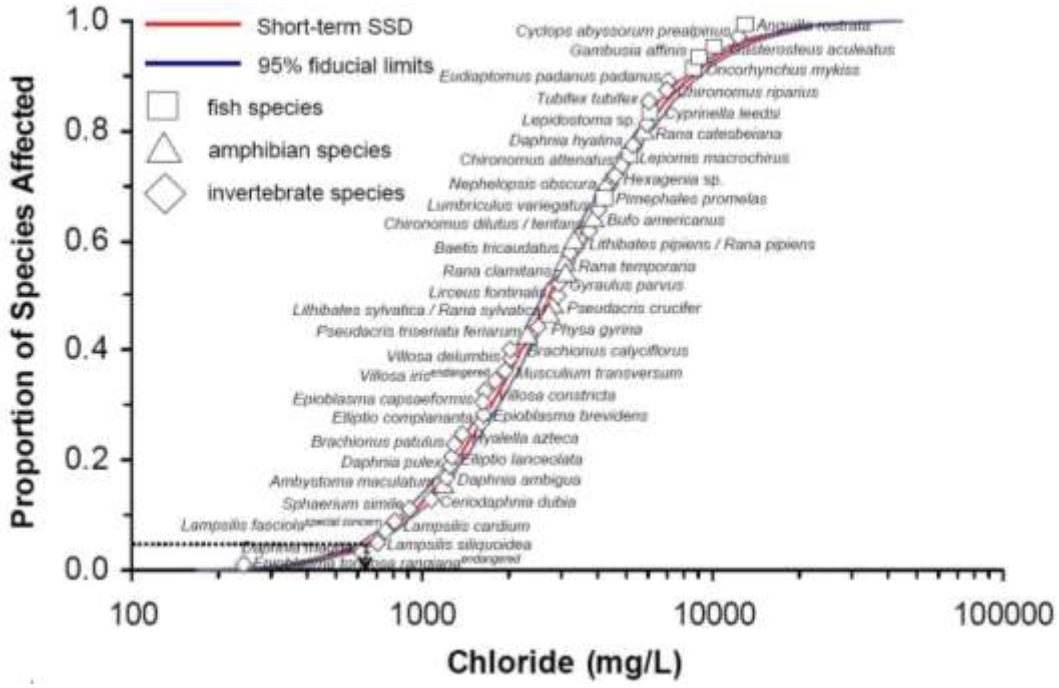


Abb. 15. SSD *(Species Sensitivity Distribution)* mit akuten L/EC50-Toxizitätsdaten von 51 Arten bei Exposition gegenüber Chlorid. Der Pfeil gibt das 5%-Perzentil und den entsprechenden Grenzwert für kurzfristige Belastung an (aus CCME 2011a).

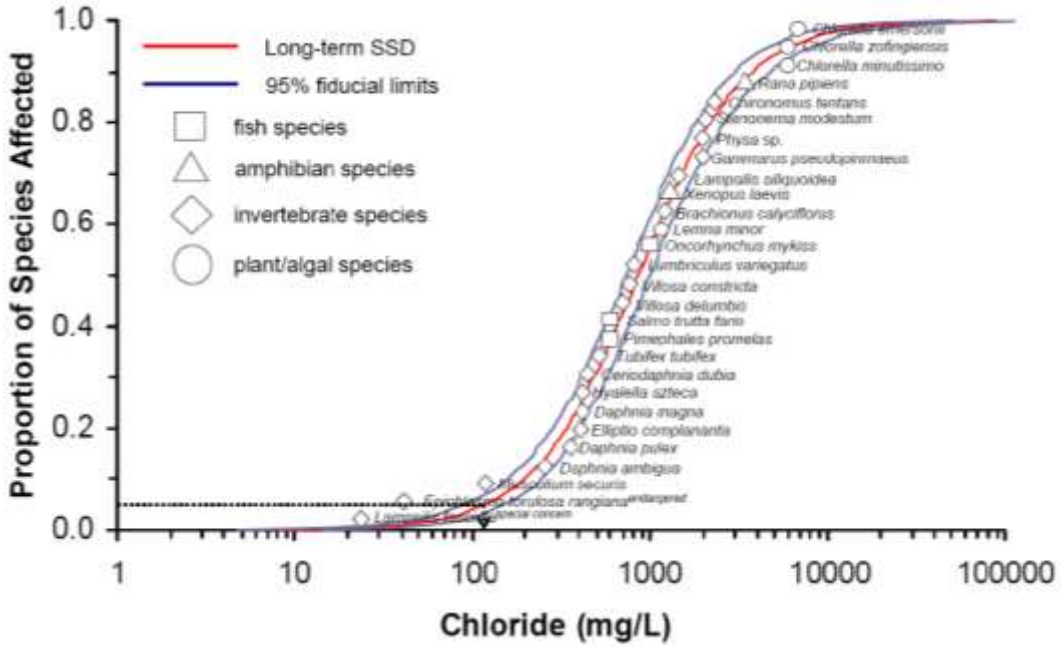


Abb. 16. SSD *(Species Sensitivity Distribution)* mit chronischen Toxizitätsdaten (NOEC und LEOC) von 28 Arten bei Exposition gegenüber Chlorid. Der Pfeil gibt das 5%-Perzentil und damit den Grenzwert für langfristige Belastung an (aus CCME 2011a).

Der Datensatz von CCME (2011a) wurde in einem zweiten Schritt erweitert bzw. modifiziert. Ein Toxizitätstest zum Karpfen (Rosicky *et al.* 1987), der von CCME (2011a) als „invasive species" ausgeschlossen worden war, wurde mit aufgenommen, ebenso Tests, in denen die Chlorid-Konzentration durch Verdünnen von künstlichem Meerwasser hergestellt worden war (Sutcliffe 1961). Die Toxizitätstests mit $CaCl_2$ (*Cyclops abyssorum prealpinus*, *Eudiaptomus padanus padanus* und *Daphnia hyalina*; Baudouin & Scoppa 1974) wurden hingegen nicht berücksichtigt. Neu hinzugenommen wurden Toxizitätsdaten von Academy of Natural Sciences (1960), Blasius & Merritt (2002), Chadwick & Feminella (2001), De Jong (1965), Dhiab *et al.* (2007), Echols *et al.* (2009), Echols (unpubl.), Ferroni *et al*. (2007), Gonzales-Moreno *et al.* (1997), Grizzle *et al.* (1995), Harless *et al.* (2009), Jacobsen *et al.* (2007), Jørgensen (2009), Karsiotis *et al.* (2012), Keppeler (2009), Kouril *et al.* (1985), Kundmann (1998), Kwasek (2010), Lasier *et al.* (1997), Piscart *et al.* (2011) und Reed & Evans (1981) (teilweise *cit.* in USEPA-DB). Für *Esox lucius*, *Hyalella azteca*, *Hydropsyche betteni*, *Lithobates clamitans*, *L. pipiens* und *L. sylvatica* wurden die von CCME (2011a) angegebenen Werte anhand neuer Daten aktualisiert (jeweils als geometrisches Mittel mehrerer vorhandener Angaben zur Toxizität).

Der neue Gesamtdatensatz umfasst 83 Taxa für akute und 32 Taxa für chronische Toxizität, die sich wie folgt auf die BQE aufteilen:

Taxonomische Gruppe	*akut*	*chronisch*
Algen	2	6
Makrophyten	1	1
Zooplankton Kleinkrebse	4	4
Zooplankton Rotatoria	2	1
Makrozoobenthos Nicht-Arthropoden	24	10
Makrozoobenthos Arthropoden	26	4
Fische	14	4
Amphibien	10	2
Summe	*83*	*32*

Zum ganz überwiegenden Teil handelt es sich um Vertreter aus den gemäßigten Breiten; Taxa aus anderen Regionen wurden nicht berücksichtigt. Die Mehrzahl der Taxa stammt aus Nordamerika, teilweise auch aus Europa.

Endpunkte der Toxizitätstests sind neben der Mortalität in den LC_{50}-Tests unter anderem Wachstum, Produktion, Reproduktion, Eischlüpfrate, Emergenz und Verhaltensänderungen (z.B. Tentakelreaktionstest bei *Hydra*, Mobilität von *Tubifex*, Schwimmverhalten bei Fischen).

Die beiden neuen SSD für akute und chronische Toxizität sind in Abb. 17 dargestellt. Als 5%-Grenze errechnet sich bei akuter Toxizität eine Chlorid-Konzentration von 593 mg L^{-1}, bei chronischer Toxizität eine Konzentration von 99 mg L^{-1}. Bei Anwendung einer probit-Funktion betragen die Grenzwerte der Chlorid-Konzentration bei akuter Toxizität 668 (95%-Konfidenzgrenzen: 577–700 mg L^{-1}), bei chronischer Toxizität 118 (86–130) mg L^{-1}.

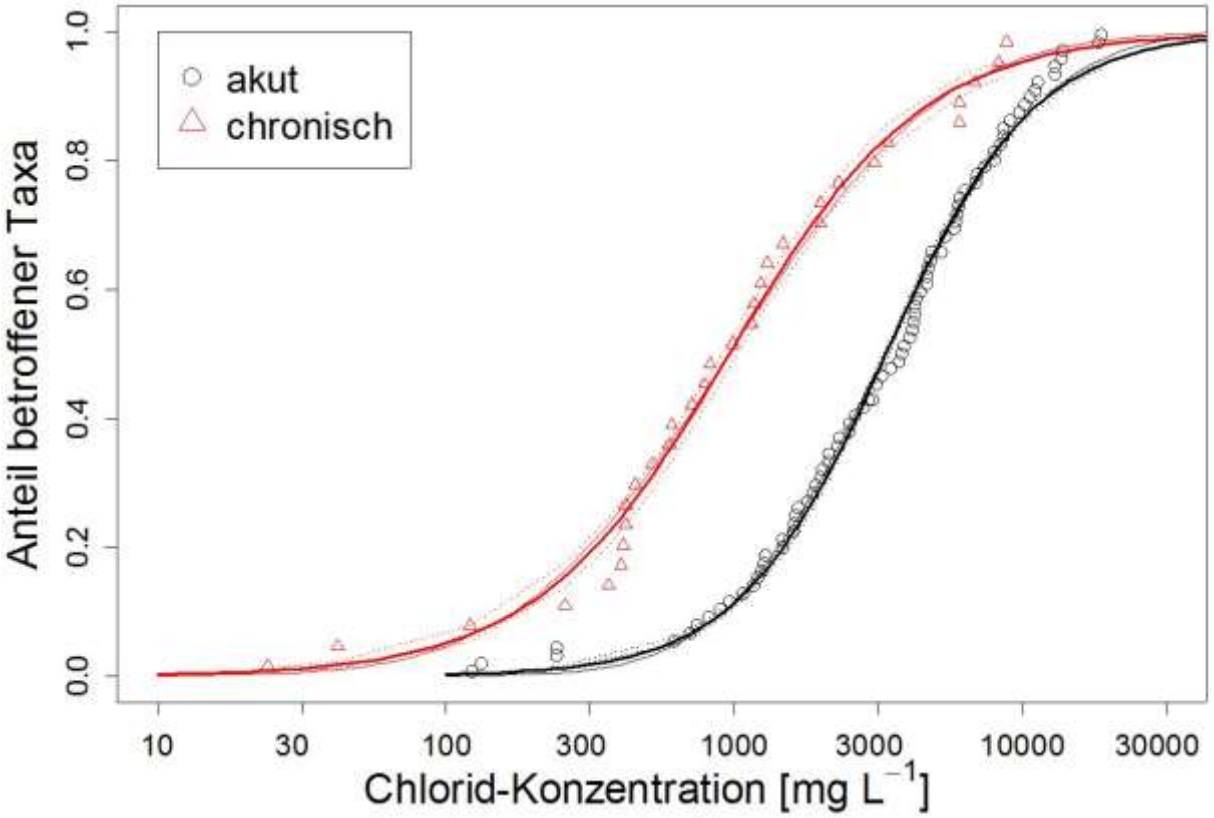


Abb. 17. Akute und chronische Toxizität für n=83 (akut) bzw. 32 (chronisch) verschiedene Taxa. Die Kurven zeigen die Anpassung an ein log-logistisches Regressionsmodell und die 95%-Konfidenzgrenzen (berechnet in R www.r-project.org). Die dünne durchgezogene Linie entspricht der Anpassung an ein probit-Regressionsmodell, das sich vor allem an den Enden der Kurvenanpassung geringfügig (aber für die Ableitung von Grenzwerten entscheidend) vom logistischen (logit) Modell unterscheidet.

Der hohe Stichprobenumfang erlaubt eine differenzierte Betrachtung der einzelnen BQE, auch wenn sich daraus keine gesicherten Grenzwerte ableiten lassen. Abb. 18 verdeutlicht dennoch, dass die Fische vor den makrobenthischen Arthropoden gemäß den vorhandenen Toxizitätsdaten mit Abstand die höchste Toleranz gegenüber erhöhten Chlorid-Konzentrationen aufweisen. Eine höhere Sensitivität weisen Non-Arthropoden wie Weichtiere (Muscheln, Schnecken) sowie planktische Kleinkrebse und Rotatorien, aber auch Amphibien auf. Aus letzterer Gruppe zeigen die nordamerikanischen Lurche *Notophthalmus viridescens* (Grünlicher Wassermolch) sowie *Lithobates clamitans* (Green frog) und *L. pipiens* (Northern Leopard Frog) mit 124–243 mg L^{-1} die geringste Effektkonzentration (Kwasek 2010). (Deutlich höher lagen für die beiden *Lithobathes*-Arten die LC_{50}-Werte mit >3 g L^{-1} Chlorid; CCME 2011a).

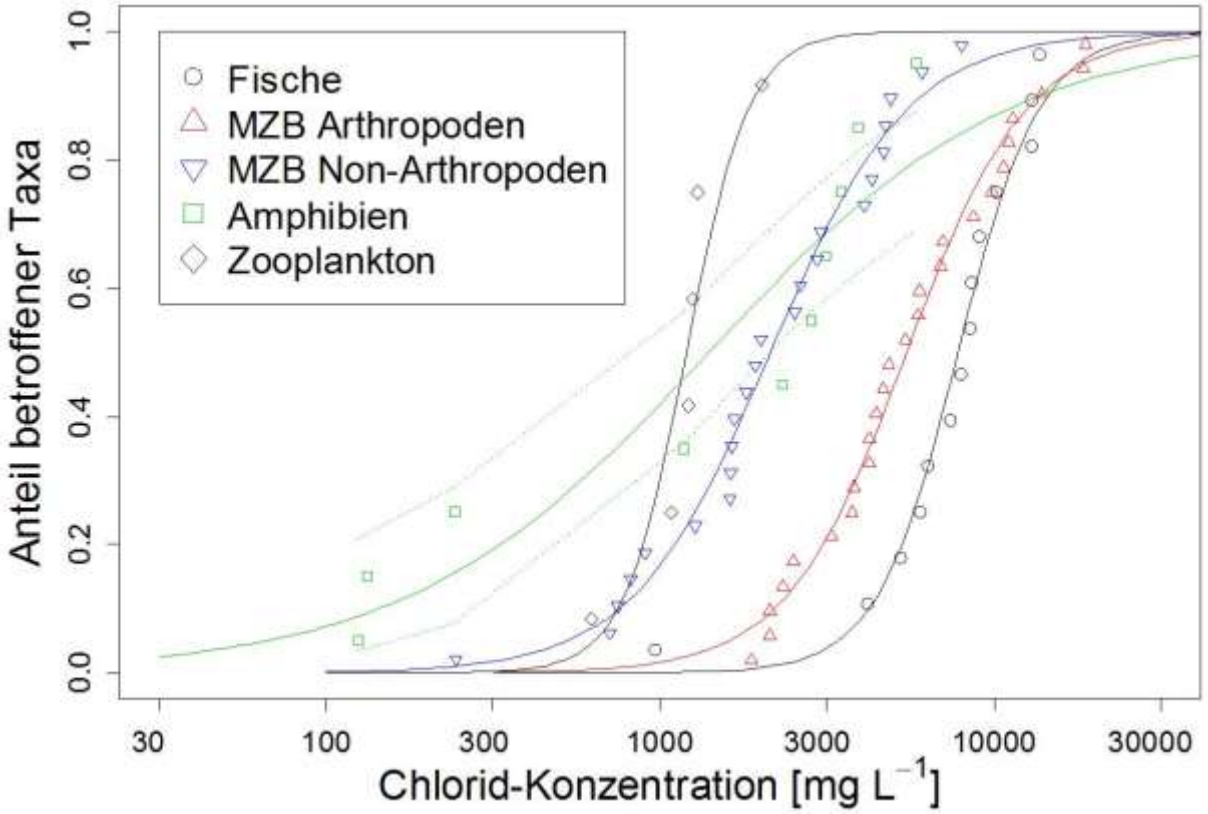


Abb. 18. Akute Toxizität für n=83 Taxa von Fischen, makrobenthischen Arthropoden und Non-Arthropoden, Amphibien und Zooplankton. Die Kurven zeigen die Anpassung an ein log-logistisches Regressionsmodell und die 95%-Konfidenzgrenzen (nur exemplarisch für die Amphibien).

5.4.3 Bestehende Grenzwerte in Österreich und anderen Ländern

Die rechtlichen Vorgaben in europäischen und nordamerikanischen Ländern hinsichtlich der maximal zulässigen Chlorid-Konzentration unterscheiden sich im Ansatz und hinsichtlich der absoluten Höhe der Konzentrationen beträchtlich. In Nordamerika wird zwischen akuter und chronischer Belastung unterschieden, während die europäischen Länder durchwegs Jahresmittelwerte oder 90%-Perzentile festlegen. Manche Angaben sind als strenge Grenzwerte, andere als Richtwerte oder lediglich als Angaben zur beschreibenden Klassifizierung zu sehen. Vereinzelt werden die Chlorid-Konzentrationen unter Berücksichtigung anderer Faktoren (z.B. Härte) berechnet (siehe Tabelle 4).

In **Österreich** wurde in der QZV Chemie eine Umweltqualitätsnorm für Chlorid von 150 mg L^{-1} festgelegt. Mit der Novelle 2010 wechselte der Parameter in die QZV Ökologie OG, blieb aber unverändert. Er wird als Richtwert verstanden und als Jahresmittelwert aus 12 monatlichen Messungen bestimmt. Er stellt damit ein Mittel zur Abschätzung langfristiger chronischer Belastung dar, ermöglicht aber keine Bewertung von akuter oder chronischer Chlorid Belastung im Bereich weniger (bis 4 Tage) oder mehrerer Tage (>7). Gemäß QZV Ökologie OG gilt der Richtwert von 150 mg L^{-1} sowohl für Fließgewässer als auch Seen mit Ausnahme des Neusiedler Sees, für den (als natürlichen Sodasee) Grenzen für Alkalinität, Leitfähigkeit und Chlorid-Konzentration vorgegeben sind (Wolfram & Donabaum 2010).

Im alten, mit Umsetzung der WRRL nicht mehr gültigen, Vorschlag für eine **Richtlinie zur Immissionsverordnung** des BMLFUW war ein Immissionswert für Chlorid von 100 mg L^{-1} festgeschrieben.

Als einziges Bundesland hat bisher **Niederösterreich** in einem Arbeitsbehelf eigene Grenzwerte vorgeschlagen. Sie fußen auf einem Gutachten der Universität für Bodenkultur, in dem vorhandene WGEV- und GZÜV-Daten ausgewertet wurden (Moog *et al.* 2009). Wie bereits weiter oben angemerkt, umfasste dieser Datensatz nur ein sehr engen Konzentrationsbereich und beschränkte sich auf die Wirbellosen. Moog *et al.* (2009) schlugen trotz dieser Einschränkung, jedoch unter Berücksichtigung von Literaturangaben, Grenzwerte für kurzfristige und chronische Belastungen vor. Der allgemeine Grenzwert für Toxizität liegt für Gewässer mit saprobiellem Grundzustand ≤1.25 bei 100 mg L^{-1}, für Gewässer mit saprobiellem Grundzustand >1.25 bei 150 mg L^{-1}. Je nach Überschreitungsdauer von 72 Stunden (akut) bis 1 Monat (chronisch) und in Abhängigkeit vom saprobiellen Grundzustand liegen die vorgeschlagenen Grenzwerte für Chlorid bei 400 bis 600 bzw. 250 bis 400 mg L^{-1}.

Die Autoren des Arbeitsbehelfs des Amts der NÖ Landesregierung (2011) übernehmen teilweise die Vorschläge von Moog *et al.* (2009). Für Gewässer mit niedriger Hintergrund-Konzentration wird eine „Auffüllung“ auf 150 mg L^{-1} Chlorid (gemäß0 QZV Ökologie OG) als „gewässerökologisch sehr bedenklich“ angesehen und der Grenzwert daher mit 100 mg L^{-1} angesetzt. Weiters wird der Betrachtungszeitraum von einem Jahr (QZV Ökologie OG) auf die winterliche Streuperiode von 1. November bis 31. März verkürzt. Für die Bemessung von Chlorid-Einleitungen aus Straßenabwässern in Vorfluter wird diene Berechnung von zwei Lastfällen vorgenommen. Im Lastfall 1, der in etwa einer chronischen Belastung entspricht, betragen die einzuhaltenden Chlorid-Konzentrationen 100 bzw. 150 mg L^{-1} (je nach saprobiellem Grundzustand; berechnet als Mittelwert in den Monaten November bis März). Im Lastfall 2, der Stoßbelastungen erfassen soll, sind Chlorid-Konzentrationen von 600 mg L^{-1} bei saprobiellem Grundzustand ≤1.25 und 400 mg L^{-1} bei saprobiellem Grundzustand >1.25 einzuhalten.

Für die Fließgewässer der **Schweiz** gibt es laut Gewässerschutzverordnung (GSchV 1998) keine Grenzwerte für Oberflächengewässer. Nach Boller & Bryner (2011) wird der Chloridgehalt so beurteilt, dass aus Gründen der Trinkwassergewinnung Erfahrungswerte <20 mg L^{-1} Chlorid (und <20 mg L^{-1} Natrium) eingehalten werden sollten. Die Werte haben jedoch keinen gesetzlichen Charakter; Toleranzwerte (Grenzwerte) gibt es in der Schweiz keine. Ab 80 mg L^{-1} stellt man eine erhöhte Metall-Korrosion und ab 100 mg L^{-1} eine Geschmacksbeeinträchtigung des Trinkwassers fest. In der Gewässerschutzverordnung wird daher als „numerische Anforderung“ für trinkwassergenutztes Grundwasser ein Chloridgehalt von 40 mg L^{-1} verlangt (Basler *et al.* 2002; Steiner *et al.* 2010). Basler *et al.* (2002) führen zudem an, das bei starke Belastung der Grundwasservorkommen der Einsatz von Taumitteln grundsätzlich reduziert werden muss.

Für **Deutschland** gibt es eine LAWA-Klassifizierung „Chemie“, die auch auf die EU-WRRL Bezug nimmt (IKSMS 2005). Als geogener Hintergrund für Chlorid werden eine Konzentration von 25 mg L^{-1} und Belastungsstufen von sehr gering bis sehr hoch festgelegt:

geogener Hintergrund	<25 mg L^{-1}
sehr geringe Belastung	<50 mg L^{-1}
mäßige Belastung	<100 mg L^{-1}
deutliche Belastung	<200 mg L^{-1}
erhöhte Belastung	<400 mg L^{-1}
hohe Belastung	<800 mg L^{-1}
sehr hohe Belastung	>800 mg L^{-1}

Zur Bewertung wird in der Regel das 90%-Perzentil bestimmt, die Ergebnisse sind Richtwerte.

Im Saarland und Rheinland-Pfalz wurden die beiden obersten und die beiden untersten Klassen zusammengefasst, um eine Angleichung an das fünfstufige System der EU-WRRL zu erreichen (IKSMS 2005). Die Bewertungsstufen sind entsprechend:

sehr gut	<50 mg L^{-1}
gut	<100 mg L^{-1}
mäßig	<200 mg L^{-1}
unbefriedigend	<400 mg L^{-1}
schlecht	>400 mg L^{-1}

Mittlerweile wurde die Grenze für den sehr guten Zustand in Deutschland auch in ein Bundesgesetz übernommen (BGBl. I Nr. 37 – 2011). BMU (2010) geben eine Chlorid-Konzentration von 200 mg L^{-1} im Jahresmittelwert als Orientierungswert für den guten ökologischen Zustand an.

Für Nordrhein-Westfalen leitete Haybach (2010) aus dem Vergleich eines multimetrischen Index zur ökologischen Bewertung von Wirbellosen und Immissionswerten für Chlorid andere Grenzwerte ab. Er differenzierte auch zwischen unterschiedlichen Gewässertypen und gibt folgende Grenzen für den guten Zustand:

Mittelgebirgsbäche 134 und 71 mg L^{-1}
alternative Berechnung mit erweitertem Datensatz: 120 und 60 mg L^{-1}
Tieflandbäche: 156 und 156 mg L^{-1}
Niederungsbäche: 170 und 105 mg L^{-1}

Für **Frankreich**, **Luxemburg** und **Belgien** gibt es laut LAWA (2005) keine vergleichbaren Richt- oder Grenzwerte für Chlorid. Arle & Wagner (2012) zitieren jedoch (ohne nähere Angaben, ob es sich um Richt- oder Grenzwerte handelt) Chlorid-Konzentrationen für die **Niederlande** und **Belgien**, weiters für **Tschechien**, **Bulgarien** und **Polen** (siehe Tabelle 4).

.

Gemäß Tschechischer Regierungsverordnung (Nr. 23/2011) (P. Siegel, schriftl. Mitt.) gilt für **Tschechien** ein Jahresmittelwert von 150 mg L^{-1} bzw. ein 90%-Perzentil (aus 12–15 Messungen pro Jahr) von 250 mg L^{-1} als Grenzwert; für die **Slowakei** gemäß Slowakischer Regierungsverordnung (269/1010) ein 90%-Perzentil von 200 mg L^{-1}. In **Litauen** werden 300 mg L^{-1} als maximal zulässige Chlorid-Konzentration betrachtet (Anonymus 2000; Vosylienė *et al.* 2006).

Deutlich strenger ist die Einteilung der SEPA in **Schweden**, die aber nicht als Grenzwerte zur Bewertung zu verstehen sind:

niedrige Konzentration	≤20 mg L^{-1}
mäßige Konzentration	20–50 mg L^{-1}
relativ hohe Konzentration	50–100 mg L^{-1}
hohe Konzentration	100–300 mg L^{-1} Risiko von Korrosionsschäden in Rohren
sehr hohe Konzentration	>300 mg L^{-1} Risiko von Veränderungen im Geschmack

In den **USA** lagen die ersten Festlegungen für eine akute Belastung bei weit über 1000 mg L^{-1}, für chronische Belastung bei 600 mg L^{-1}. Die USEA (1988) gibt 230 mg L^{-1} als Chlorid-Konzentration, die im Mittel über drei Tage höchstens einmal in drei Jahren auftreten darf. Für **Kanada** setzte CCME (2011b) 120 mg L^{-1} als chronische Belastungsgrenze und 640 mg L^{-1} als Grenze für akute Belastung fest. Zur Konzentration von 120 mg L^{-1} wird jedoch angemerkt, dass dieser Wert bei manchen Arten wie den gefährdeten Großmuscheln *Lampsilis fasciola* und *Epioblasma torulosa rangiana* möglicherweise nicht zum Schutz ausreicht und in Zusammenarbeit mit den lokalen Behörden strengere und spezifisch angepasste Grenzen festgelegt werden sollten.

Eine eigene Berechnung von Chlorid-Grenzwerten wurde für Iowa, USA, entwickelt. Hier gehen Wasserhärte und Sulfat-Konzentration in die Festlegung der zulässigen akuten und chronischen Chlorid-Konzentration ein (McDaniel 2009) (siehe Kap. 3.3.1). Unter Annahme einer Calcium-Konzentration von 65 mg L^{-1} und einer Sulfat-S-Konzentration von 12 mg L^{-1} (z.B. Donau) ergäbe sich damit ein Chlorid-Grenzwert für akute Belastung mit 628 mg L^{-1} und für chronische Belastung mit 388 mg L^{-1}. In einem sehr weichen Wasser (Calcium 10 mg L^{-1}, Sulfat 4 mg L^{-1}) lägen die Grenzwerte bei 464 und 287 mg L^{-1} (d.h. die ACR jeweils bei 1.62; vgl. dazu Kap. 5.4.2). Auch Elphick *et al.* (2011) berücksichtigen die Wasserhärte in der Festlegung der *Water Quality Objective* (siehe Kap. 3.3.1).

Einen Bezug zur natürlichen Belastung gibt es in Alaska, wo der Gesamtsalzgehalt nach Chapman (2000) eine Konzentration von 1.5 g L^{-1} nicht überschreiten soll. Zudem soll die natürliche Hintergrundkonzentration nicht um mehr als Dreifache überschritten werden.

Tabelle 4. Grenz- und Richtwerte für Chlorid in Oberflächengewässern. blau = chronische Belastung, rot = akute Belastung, schwarz = ohne eindeutige Zuordnung.

Land	mg L^{-1}	Anmerkung	Quelle
Niederlande	40–400	k.A.	Arle & Wagner (2012)
Deutschland	50	Richtwert für sehr guten ökolog. Zustand	BGBl. I Nr. 37 (2011)
Niederösterreich	100	Vorschlag Grenzwert	Moog *et al.* (2009); bei sapr.GZ ≤1.25
		Grenzwert für Lastfall 1	Amt der NÖ LR (2011); sapr.GZ ≤1.25
Tschechien	100–150	k.A.	Arle & Wagner (2012)
Bulgarien	100–150	k.A.	Arle & Wagner (2012)
Canada	120	Langzeit-Exposition	CCME (2011b)
Österreich	150	Jahresmittelwert (12x), Richtwert	QZV Ökologie OG
Niederösterreich	150	Vorschlag Grenzwert	Moog *et al.* (2009); bei sapr.GZ >1.25
		Grenzwert für Lastfall 1	Amt der NÖ LR (2011); sapr.GZ >1.25
Belgien	150	k.A.	Arle & Wagner (2012)
Tschechien	150	Jahresmittelwert (12-15x)	Tschechische Regierungsverordnung (Nr. 23/2011), P. Siegel, schriftl. Mitt. *)
Canada, Brit.Columb	150	Mittelwert über 30 Tage (5x)	Nagpal *et al.* (2003)
Deutschland	200	Jahresmittelwert, Orientierungswert für guten ökolog. Zustand	BMU (2010)
Slowakei	200	90%-Perzentil	Slowakische Regierungsverordnung (269/2010)
USA	230	Mittelwert über 3 Tage (höchstens 1x in 3 Jahren)	USEPA (1988)
USA, Quebec	230	chronische Belastung für aquat. Organismen	CCME (1999), USEPA (1988)
Tschechien	250	90%-Perzentil	Tschechische Regierungsverordnung (Nr. 23/2011), P. Siegel, schriftl. Mitt. *)
Niederösterreich	250	Überschreitungsdauer 72 h bis 1 Monat	Moog *et al.* (2009); bei sapr.GZ ≤1.25
		Überschreitungsdauer 1 Woche bis 1 Monat	Moog *et al.* (2009); bei sapr.GZ >1.25
Polen	300	k.A.	Arle & Wagner (2012)
Lithuania	300	maximal zulässige Konzentration	Anonymus (2000), Vosylienė *et al.* (2006)
Niederösterreich	400	72h Überschreitungsdauer	Moog *et al.* (2009); bei sapr.GZ ≤1.25
		Überschreitungsdauer bis 1 Woche	Moog *et al.* (2009); bei sapr.GZ >1.25
		Grenzwert für Lastfall 2	Amt der NÖ LR (2011); sapr.GZ ≤1.25
USA, Wisconsin	395	chronische Belastung	DNRW (2000)
Canada, British Columbia	600	kurzfristiges Maximum („instantaneous“)	Nagpal *et al.* (2003)

Land	mg L^{-1}	Anmerkung	Quelle
Niederösterreich	600	72h Überschreitungsdauer	Moog *et al.* (2009); bei sapr.GZ >1.25
		Grenzwert für Lastfall 2	Amt der NÖ LR (2011); sapr.GZ >1.25
USA, Kentucky	600	chronische Belastung	Birge *et al.* (1985)
Canada	640	Kurzzeit-Exposition	CCME (2011)
USA, Wisconsin	757	akute Belastung	DNRW (2000)
USA	860	Mittelwert über 1 Stunde (nicht öfter als 1x in 3 Jahren)	USEPA (1988)
Canada, Quebec	860	akute Belastung für aquat. Organismen	CCME (1999)
USA, Kentucky	1200	akute Belastung	Birge *et al.* (1985)
USA	1720	akute Belastung	USEPA (1988)

*) Nach der tschechisch-österreichischen Vereinbarung der Arbeitsgruppe Thaya im Rahmen der Grenzgewässerkommission

Betrachtet man die Festlegungen der Richt- und Grenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung, so ist ein deutlicher Abwärtstrend erkennbar (Abb. 19). Es flossen im Laufe der Jahre offenbar zunehmend Erkenntnisse aus der Wissenschaft in die Gesetzgebung ein. Insbesondere das Wissen um subletale chronische Effekte und ihre möglichen Auswirkungen auf den ökologischen Zustand führten dazu, dass die Grenzwerte seit den ersten Festlegungen in den 1980er Jahren bis heute etwa um den Faktor 10 geringer geworden sind.

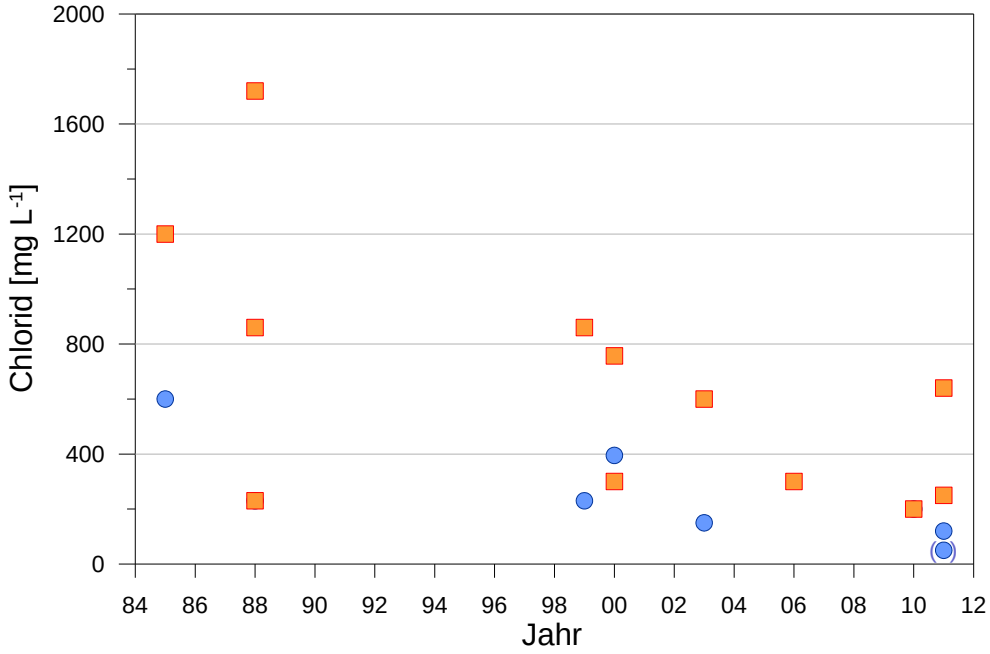


Abb. 19. Entwicklung von Grenzwerte für akute (orange) und chronische (blau) Chlorid-Belastung innerhalb der letzten 25 Jahren (Quellen: siehe Tabelle 4; ohne Berücksichtigung der Vorschläge von Moog *et al.* 2009 und Amt der NÖ LR 2011).

Ergänzend zu den Grenzwerten für Oberflächengewässer sind in Tabelle 5 die Grenz- und Richtwerte für Grund- und Trinkwasser angegeben.

Tabelle 5. Grenz- und Richtwerte für Chlorid im Grund- und Trinkwasser.

Land	mg L^{-1}	Anm	Quelle
Schweiz	40	numerische Anforderung an unterirdische Gewässer (mit Nutzung als Trinkwasser)	GSchV (1998)
Deutschland	100	Normalanforderung für die Aufbereitung von Rohwasser für die Trinkwasserversorgung	DVGW (1996)
Deutschland	200	Mindestanforderung für die Aufbereitung von Rohwasser für die Trinkwasserversorgung	DVGW (1996)
Norwegen	200	Grenzwert Trinkwasser	Amundsen *et al.* (2010)
EU, Deutschland, USA, Canada	250	Grenzwert Trinkwasser	Richtlinie 98/83/EG, TrinkwV (2001), Howard & Maier (2007), USEPA (2013)
WHO	250	Richtwert Trinkwasser	WHO (1993)

5.5 Resümee und Empfehlungen

Die umfangreiche Recherche der Fachliteratur und die Auswertungen zur Toxizität von Chlorid nach den Vorgaben von CCME (2011a) hat folgende wesentliche Erkenntnisse gebracht:

1. Eine Beschreibung und Bewertung der Chloridbelastung anhand eines Jahresmittelwerts, wie derzeit in der QZV Ökologie OG festgeschrieben, reicht nicht aus, um den Schutz der Oberflächengewässer im Sinne des Wasserrechts zu gewährleisten. Es wird daher eine **getrennte Betrachtung von akuter und chronischer Belastung empfohlen**, wie bereits ansatzweise im Leitfaden des Amts der NÖ Landesregierung (2011) verankert.

2. Für eine **Differenzierung der Grenz- oder Richtwerte nach dem saprobiellen Grundzustand** findet sich in der Fachliteratur **keine gesicherte Grundlage**. Nachdem eine Chloridbelastung oftmals mit anderen Stressoren wie saprobieller Belastung korreliert, ist bei erhöhten Chlorid-Konzentrationen oft auch ein Ausfall von saprobie-sensitiven Taxa zu beobachten. Dieser Umstand muss jedoch nicht auf die toxische Wirkung von Chlorid zurückzuführen sein.

3. Die unterschiedliche toxische Wirkung von Chlorid je nach der Wasserhärte ist gut dokumentiert und rechtfertigt die Festlegung von **unterschiedlichen Richtwerten für kalkarme und kalkreiche Gewässer**. Das lässt sich über eine Formel bewerkstelligen, welche beispielsweise die Calcium-Konzentration mit berücksichtigt (Elphick *et al*. 2011; McDaniel 2009; vgl. die Ableitung der Umweltqualitätsnorm für Ammonium gemäß QZV Chemie in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Wassertemperatur). Alternativ könnten auch unterschiedliche Richtwerte für ganze Bioregionen festgelegt werden.

4. In der Bewertung von Chloridbelastungen anhand aquatischer Lebensgemeinschaften sollte unter den vier BQE gemäß EU-WRRL ein **verstärktes Augenmerk auf das Phytobenthos**, teilweise auch auf die submersen Makrophyten, gelegt werden. Innerhalb des Makrozoobenthos dürften Nicht-Arthropoden wie Weichtiere sensitiver sein als Arthropoden. Fische sind als Indikatoren für erhöhte Chlorid-Konzentrationen – zumindest in dem Bereich, in dem Chlorid in österreichischen Fließgewässern überlicherweise auftritt – ungeeignet. Sie könnten eventuell indirekt betroffen sein, beispielsweise der Bitterling im Falle eines salzbedingten Ausfalls von Großmuscheln.

In der Frage der Festlegung von Richtwerten stehen verschiedene Ansätze zur Verfügung. Aus den Toxizitätsdaten und den daraus abgeleiteten *Species Sensitivitiy Distributions* SSD ergibt sich nach der von CCME (2011a) empfohlenen Vorgangsweise für akute Belastung (Dauer maximal 4 Tage) ein Chlorid-Richtwert von 640 mg L^{-1} und für chronische Belastung (Dauer ab 7 Tagen) von 120 mg L^{-1}. In einem erweiterten Datensatz wurden im Rahmen der vorliegenden Studie aus SSD für 83 bzw. 32 Taxa (akute bzw. chronische Tests) Chlorid-Richtwerte von 100–120 mg L^{-1} für die akute und von 590–670 mg L^{-1} für die chronische Belastung abgeleitet (auf 10 mg L^{-1} gerundet).

Einen alternativen Ansatz bietet die Bewertung mithilfe des Halobienindex. Anhand eines Testdatensatzes aus Österreich konnte gezeigt werden, dass ab 100 mg L^{-1} Chlorid eine Verschiebung in der Artenzusammensetzung benthischer Diatomeen eintritt, der sich in einem Halobienindex von rund 15 niederschlägt. Ab diesem Wert erfolgt in der ökologischen Bewertung in Deutschland bereits die Herabstufung des ökologischen Zustands um eine Klasse (Schaumburg *et al.* 2012).

Schließlich zeigt die Zusammenschau von Freilanddaten, dass in verschiedenen Organismengruppen ab einer Chlorid-Konzentration von 100 mg L^{-1}, teilweise noch darunter, Veränderungen in der Diversität und/oder Abundanz auftreten können (vgl. Tabelle 3). Besonders sensibel dürften neben den Algen manche Großmuscheln sein, von denen allerdings bislang vor allem für einige nordamerikanische Arten Toxizitätsdaten in guter Qualität vorliegen.

Insgesamt bestehen allerdings gerade im untersten Chlorid-Konzentrationsbereich die größten Unsicherheiten. Sie lassen eine Herabsetzung des derzeit gültigen Richtwerts gemäß QZV Ökologie OG von 150 auf 100 mg L^{-1} fragwürdig erscheinen. **Es wird daher empfohlen, bei gut gepufferten Gewässern den Richtwert von 150 mg L^{-1} für chronische Chlorid-Belastung beizubehalten.** Für einen effektiven Schutz von Oberflächengewässern ist jedoch die zulässige Überschreitungsdauer der Richtwerte zu definieren. Nachdem gemäß den Toxizitätstests chronische Effekte bereits ab 7 bis 10 Tagen auftreten können, ist die Anwendung des Richtwerts für chronische Belastung auf den Jahresmittelwert wenig zielführend. Für den Richtwert der chronischen Belastung wird daher eine maximal zulässige **Überschreitungsdauer von 1 Monat** vorgeschlagen.

Wie oben ausgeführt, ist zum Schutz der Lebensgemeinschaften in kalkarmen Gewässern ein niedrigerer Richtwert notwendig. Wie das in Kap. 5.4.3 gebrachte Beispiel zeigt, ergibt sich bei Anwendung der vom Iowa Department of Natural Resources (2009) vorgeschlagenen Berechnungsformel in sehr weichem Wasser (10 mg L^{-1} Calcium) ein Chlorid-Grenzwert, der um 25% unter dem Grenzwert für hartes Wasser liegt. Nach dem Korrekturfaktor von Elphick *et al.* (2011) sinkt der Grenzwert für kalkarmes Wasser um mehr als 50%. Diese Korrekturfaktoren gehen

allerdings generell von höheren Grenzwerten aus (in gut gepuffertem Wasser: >300 mg L^{-1} Chlorid für chronische Toxizität) und sind daher nicht 1:1 auf einen Grenzwert von 150 mg L^{-1} umzulegen. Ein pragmatischer Vorschlag lautet daher, den **Richtwert für chronische Chlorid-Belastung in Gewässern mit einer Calcium-Konzentration <25 mg L^{-1}** auf **125 mg L^{-1}** zu verringern. In kalkarmen **Gewässern mit einer Calcium-Konzentration <15 mg L^{-1}** wird ein **Richtwert für Chlorid** bei **100 mg L^{-1}** vorgeschlagen.

Für eine **akute Chlorid-Belastung** findet der Vorschlag von Moog *et al.* (2011) und des Amts der NÖ Landesregierung (2011) in den SSD-Auswertungen eine Bestätigung. Für eine **Spitzenbelastung** von **maximal 72 h** wird ein Richtwert von **600 mg L^{-1}** vorgeschlagen. Der Wert gilt für gut gepufferte Gewässer, unabhängig vom saprobiellen Grundzustand. Für mäßig kalkarme (Calcium <25 mg L^{-1}) und sehr kalkarme (<15 mg L^{-1}) Gewässer wird ein niedrigerer Richtwert von 500 bzw. 400 mg L^{-1} empfohlen. Die Richtwerte für akute Chlorid-Belastungen liegen damit immer um den Faktor 4 über jenen für eine chronische Chlorid-Belastung (Tabelle 6).

Tabelle 6. Vorschlag für Richtwerte für Chlorid in Abhängigkeit von der Expositionsdauer und dem Kalkgehalt des Gewässers.

Kalkgehalt	Calcium (mg L^{-1})	Richtwert	
		chronische Belastung	akute Belastung
		max 1 Monat	max 3 Tage
kalkreich	≥25	150	600
mäßig kalkarm	<25	125	500
kalkarm	<15	100	400

Aus fachlicher Sicht sollte der Schwerpunkt der weiteren Arbeiten darauf liegen, die Konzentrationen der vorgeschlagenen Richtwerte für chronische und akute Belastung besser abzusichern. Hier wären vor allem Erhebungen erforderlich, die den Zusammenhang zwischen Chloridbelastung und ökologischem Zustand gemäß EU-WRRL näher untersuchen. Erst mit einem erweiterten Datensatz und verbesserten Wissensstand können gegebenenfalls auch Anpassungen der vorgeschlagenen Richtwerte vorgenommen werden.

6 Glossar

Adaption, Adaptation: allgemeine Bezeichnung für die genetisch erworbene oder in der physiologischen Reaktionsbreite liegende Anpassung von Organismen oder Organen an kurzfristige, langfristige bzw. wiederholte Wirkung von Umweltreizen.

Akklimatisation: entspricht der unmittelbaren Reaktion eines Lebewesens auf einen Umweltreiz. Im Falle von ionischem und osmotischem Stress impliziert diese Reaktion die Wiederherstellung der zellulären Homöostase durch Osmolytproduktions- und -transportprozesse

Akute Toxizität: Toxizität innerhalb eines Zeitraums von weniger als 7 Tagen, meist 48 bis 96 h

Alkaliphil: Bezeichnung für Organismen, die Standorte mit erhöhter Konzentration von Natrium(hydrogen)carbonat („Sodastandorte“) bevorzugen

Alkalitolerant: Bezeichnung für Organismen, die die Fähigkeit besitzen, auch bei erhöhter Sodakonzentration zu überleben und sich zu vermehren

Athalassohalin: Salzstandorte mit Vorherrschen anderer Salze als Natriumchlorid, z.B. Magnesiumsulfat oder Natrium(hydrogen)carbonat

Chlorid: einfach negativ geladenes Ion des Elements Chlor

Chlorinität: Gesamtgewicht [in g] der Halogeniden (Chlorid-, Bromid- und Iodid-Ionen), umgerechnet auf Chlorid, in 1 kg (Meer)wasser; meist in g kg^{-1} bzw. ‰ oder (unter gegebener Temperatur) auch in g L^{-1} angegeben

Chronische Toxizität: Toxizität innerhalb eines Zeitraums von 7 oder mehr Tagen

Compatible solutes, kompatible Solute: organische Verbindungen mit niedriger Molarmasse und hoher Wasserlöslichkeit, die im Cytoplasma halotoleranter und halophiler Arten hohe Konzentrationen erreichen können und den osmotischen Druck kompensieren, der durch hohe Salzkonzentrationen im Außenmedium hervorgerufen wird. Beispiele sind Zucker (z.B. Trehalose), Schwefelverbindungen, Polyole, Aminosäuren wie Prolin oder Serin

EC_{50} (effect concentration): Konzentration, bei der 50% der Testorganismen bei einer spezifischen Exposition (z.B. über 96 h) einen subletalen Effekt zeigen

Elektrische Leitfähigkeit (= Konduktivität): physikalische Größe, die die Fähigkeit eines Stoffes angibt, elektrischen Strom zu leiten; steht in enger Korrelation mit dem Gehalt an gelösten Stoffen (Salzen) in einem Gewässer

Elektrolyt: chemische Verbindung, die in einer Flüssigkeit in Ionen dissoziiert, z.B. Salze wie Natriumchlorid (dissoziiert in Na^+ und Cl^-)

Halobiensystem: Bewertungsverfahren nach Ziemann (1971), Ziemann *et al.* (1999) zum Nachweis unterschiedlicher Grade der Salzbelastung in limnischen Gewässern anhand von benthischen Kieselalgen (Diatomeen)

Halobiont: salzlebend; Bezeichnung für Organismen, die ausschließlich an Standorte mit erhöhter Salzkonzentration leben und bei Konzentrationen unterhalb einer bestimmten Konzentration ein verringertes Wachstum zeigen bzw. bei sehr niedrigen Konzentrationen absterben

Halophil: salzliebend; Bezeichnung für Organismen, die Standorte mit erhöhter Salzkonzentration bevorzugen. DasSarma & Arora (2001) unterscheiden zwischen schwach halophilen, moderat halophilen und extreme halophilen Arten, deren jeweiliger Präferenzbereich bei rund 7–30 g L^{-1}, 30–120 g L^{-1} und 120–180 g L^{-1} Cl^- liegt.

Halophob: salzmeidend; Bezeichnung für Organismen, die Standorte mit erhöhter Salzkonzentration meiden und bei Konzentrationen oberhalb einer bestimmten Konzentration ein verringertes Wachstum zeigen bzw. bei sehr hohen Konzentrationen absterben

Halotolerant: Bezeichnung für Organismen, die die Fähigkeit besitzen, auch bei erhöhter Salzkonzentration zu überleben und sich zu vermehren. Sie besiedeln grundsätzlich auch salzarme Standorte, sind hier aber oft anderen Arten unterlegen, weshalb sie auf salzreichere Standorte verdrängt werden.

Hyperosmotisch: Bezeichnung für Organismen, deren Konzentration im Körperinneren höher ist als jene im Außenmedium

Hypoosmotisch: Bezeichnung für Organismen, deren Konzentration im Körperinneren niedriger ist als jene im Außenmedium

IC_x *(Inhibition Concentration)*: Konzentration, bei der x% der Testorganismen bei einer spezifischen Exposition (z.B. über 96 h) eine Wachstums- oder Reproduktionshemmung zeigen

LC_x *(Lethal Concentration)*: Aus akuten Toxizitätstest (meist 48 bis 96 Stunden) abgeleitete Konzentration [in g L^{-1}], bei der x% der Testorganismen absterben

LD_x *(Lethal Dosis)*: Aus Toxizitätstest abgeleitete Dosis [in g kg^{-1}], bei der x% der Testorganismen bei einer spezifischen Exposition (wenige Tage bis Wochen) absterben

Leitfähigkeit: siehe elektrische Leitfähigkeit

LOEC *(Lowest-Observed-Effect Concentration)*: niedrigste Konzentration eines Stoffes, bei der noch Effekte beobachtet werden, die von der Kontrolle abweichen

MATC *(Maximum-Acceptable-Toxicant Concentration)*: berechnet als geometrisches Mittel von NOEC und LOEC

Mesohalin: siehe Venedig-Brackwasser-System

NOEC *(No-Observed-Effect Concentration)*: Im Rahmen vor allem längerfristiger Toxizitätstest ermittelte Konzentration, bei der keine chronischen Effekte auf den Testorganismus beobachtet werden

Oligohalin: siehe Venedig-Brackwasser-System

Osmolalität: Menge an osmotisch wirksamen, gelösten Stoffen (Salzen) pro Kilogramm Lösungsmittel (Wasser); angegeben in osmol kg^{-1}

Osmoregulation: Regulierung des osmotischen Drucks in den Körperzellen oder -flüssigkeiten

Osmose: Diffusion eines Lösungsmittels (z.B. Wasser) durch eine semipermeable Membran zum Ausgleich eines Konzentrationsgradienten von gelösten Stoffen (Salzen)

Osmotische Konzentration (Osmolarität): Menge an osmotisch wirksamen, gelösten Stoffen (Salzen) pro Volumen Lösungsmittel (Wasser), Maß für den osmotischen Druck; angegeben in osmol L^{-1}

Salinität: Salzgehalt eines Gewässers, Gesamtgewicht der gelösten anorganischen Ionen [in g] in einem Kilo Wasser [g kg^{-1}], daher oft auch als TDS (total dissolved solids) oder TSS (total soluble salts) sowie in Prozent (%) oder Promille (‰, entspricht ppt = parts per thousand) angegeben. Bei niedrigen Konzentrationen ist auch die Einheit g L^{-1} näherungsweise korrekt. Im marinen und Brackwasserbereich wird die Salinität oft auch in PSU (Practical Salinity Units; dimensionslos) angegeben.

Thalassohalin (*thalassa* = Meer): Bezeichnung von Salzstandorten, an denen Natriumchlorid den dominanten Anteil ausmacht

Toxizität: Potenzial eines Stoffes für negative Auswirkungen auf lebende Organismen

Venedig-Brackwasser-System nach (Caspers 1959). Die kursiv gestellten Einträge sowie die Verschiebung der Grenze zwischen meso- und oligohalin von 5 auf 3‰ sind eine Ergänzung von Remane & Schlieper (1971).

Bereich	Zone	Salinität [‰ S]
Salzwasser	hyperhalin	>40
Meerwasser	euhalin	40 – 30
Meerwasser	polyhalin	30 – 18
brackig-marin	mesohalin	18 – 5*(3)*
brackig-marin	*pliohalin*	*18 – 8*
brackig	*miohalin*	*8 – 3*
brackig-limnisch	oligohalin	5*(3)* – 0.5
Süßwasser	limnisch	<0.5

7 Literatur

Academy of Natural Sciences, 1960. *The Sensitivity of Aquatic Life to Certain Chemicals Commonly Found in Industrial Wastes*. Final Rep.No.RG-3965(C2R1), U.S.Public Health Service Grant, Acad.of Nat.Sci., Philadelphia, PA: 89 pp.

Achleitner, D., H. Gassner, R. Petz-Glechner, M. Kuhn, W. Stockinger & G. Wolfram, 2008. *Mögliche Auswirkungen im Falle einer Notfallableitung von Mutterlauge (Saline Ebensee) auf die Limnologie und die Fische des Traunsees, sowie auf die Fische und das Makrozoobenthos der Traun*. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Mondsee, Scharfling, Neumarkt/Wallersee, Wien, 38 pp.

Ackefors, H., 1971. *Podon polyphemoides* Leuckart and *Bosmina coregoni maritima* (P.E. Muller) in relation to temperature and salinity in field studies and laboratory experiments. *J Exp Mar Biol Ecol* 7:51-70.

Ackrill, P., R. Hornby & S. Thomas, 1969. Responses of *Rana temporaria* and *Rana esculenta* to prolonged exposure to a saline environment. *Comp Biochem Physiol* 38:1317-1329.

Adams, J. & G. Bate, 1999. Growth and photosynthetic performance of *Phragmites australis* in estuarine waters: A field and experimental approach. *Aqu Bot* 64:359-367.

Addison, J. A., 2005. *Derivation of matrix soil standards for salt under the British Columbia Contaminated Sites Regulation. Addendum C: Soil invertebrate toxicity tests: lessons and recommendations*. British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection, Ministry of Transportation and Highways, British Columbia Buildings Corporation, and the Canadian Association of Petroleum Producers, Victoria, BC.

Aladin, N. V. & I. S. Plotnikov, 1993. Large saline lakes of former USSR: a summary review. *Hydrobiologia* 267:1-12.

Aladin, N. V. & W. T. W. Potts, 1995. Osmoregulatory capacity of the Cladocera. *J Comp Physiol* B 164:13.

Albert, A., 2007. *The Role of Water Salinity in Structuring Eastern Baltic Coastal Fish Communities*. PhD, University of Tartu, Estonia.

Albrecht, J., 1983. *Salzbelastung und Ciliatenbesiedlung (Protozoa: Ciliophora) im Weser-Flußsystem (Fulda, Werra, Weser, Leiner, Innerste)*. Universität Bonn.

Albrecht, J., 1986. Periphyton (Aufwuchs) communities of ciliated protozoa in salt-polluted running waters of the weser river basin – their structure and indicator value (including model ecosystems). *Int Rev Ges Hydrobiol* 71(2):187-224.

Albright, M., 2005. Changes in water quality in an urban stream following the use of organically derived de-icing products. *Lake Reserv Manage* 21:6 doi:dx.doi.org/10.1080/07438140509354419.

Alcocer, J., E. Escobar, A. Lugo & L. Peralta, 1998. Littoral benthos of the saline crater lakes of the basin of Oriental, Mexico. *Int J Salt Lake Res* 7:12.

Aldenberg, T. & W. Slob, 1993. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicol Environ Safety* 25:48-63.

Alonso, A. & J. A. Camargo, 2008. Ameliorating effect of chloride on nitrite toxicity to freshwater invertebrates with different physiology: a comparative study between amphipods and planarians. *Arch Environ Contam Toxicol* 54:259-265 doi:10.1007/s00244-007-9034-0.

Altinok, I. & J. M. Grizzle, 2001. Effects of brackish water on growth, feed and energy absorption efficiency by juvenile euryhaline and freshwater stenohaline fishes. *J Fish Biol* 59:11 doi:10.1006/jfbi.2001.1722.

Amrhein, C., J. E. Strong & P. A. Mosher, 1992. Effects of deicing salts on metal and organic matter. *Environ Sci Techn* 15:703-709.

Amt der NÖ Landesregierung, 2011. *Chloridbelastete Straßenwässer – Auswirkungen auf Vorflutgewässer. Entscheidungsgrundlage für Sachverständige und Planer*. Arbeitsbehelf. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. WA2 Wasserwirtschaft, St. Pölten, 38 pp.

Amt der Vorarlberger Landesregierung, 2007. Oberflächenentwässerung. Leitfaden zum Umgang mit Niederschlagswässern aus Gewerbe-, Industrie- und Verkehrsflächen. Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Bregenz.

Amundsen, C. E., S. Håland, H. French, R. Roseth & N.-O. Kitterød, 2010. *Salt SMART. Environmental damages caused by road salt – a literature review*. Norwegian Public Roads Administration, Directorate of Public Roads, Technology Department. Report Nr. 2587, Oslo, 98 pp.

Andersen, N. M. & J. T. Polhemus, 1976. *Water-striders (Hemiptera: Gerridae, Veliidae, etc.)*. In Cheng, L. (ed) *Marine Insects*. North-Holland Publ. Comp., Amsterdam – Oxford, 187-224.

Andren, C. & G. Nilson, 1979. On the distribution of the natterjack toad (*Bufo calamita*) along the Swedish west coast. *Fauna Flora, Stockholm* 71:121-132.

Andren, C. & G. Nilson, 1985. Breeding pool characteristics and reproduction in an island population of natterjack toads, *Bufo calamita* LAHR., at the Swedish west coast. *Amphibia-Reptilia, Leiden* 6:137-142.

Andrikovics, S., 1979. Contribution to the knowledge on the invertebrate macrofauna living in the pondweed fields of Lake Fertő. *Opusc Zool Budapest* XVI(1).

Andrikovics, S., L. Forró & H. Metz, 1982. The occurrence of Synurella ambulans (Müller, 1846) (Crustacea, Amphipoda) in Neusiedlersee. *Sitz Ber Österr Akad Wiss Math-Naturw* Klasse, Abt I 191(5-10):139-141.

Anonymus, 2000. *Annual report of Water Quality of rivers of Lithuania 1999* [in Lithuanian]. Ministry of Environment of Lithuanian Republic, Vilnius.

Aragão, M. A. & E. V. Pereira, 2003. Sensitivity of *Ceriodaphnia dubia* of different ages to sodium chloride. *Bull Environ Cont Tox* 70(6):1247-1250 doi:10.1007/s00128-003-0116-z.

Arambasic, M. B., S. Bjelic & G. Subakov, 1995. Acute toxicity of heavy metals (copper, lead, zinc), phenol and sodium on *Allium cepa* L., and *Daphnia magna* St.: comparative investigations and the practical applications. *Water Research* 29:497-503.

Arenzon, A., R. F. Pinto, P. Colombo & M. T. Raya-Rodriguez, 2003. Assessment of the freshwater annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* as a toxicity test organism using three reference substances. *Environ Toxicol Chem* 22(9):2188-2190.

Arias, A. M. & P. Drake, 1994. Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon in the Bay of Cadiz. *Mar Ecol Progr Ser* 115:151-167.

Arle, J. & F. Wagner, 2012. Effects of anthropogenic salinisation on the ecological status of macroinvertebrate assemblages in the Werra River (Thuringia, Germany). *Hydrobiologia*:20 doi:10.1007/s10750-012-1265-z.

Augspurger, T., A. E. Keller, M. C. Black, W. G. Cope & F. J. Dwyer, 2003. Water quality guidance for the protection of freshwater mussels (Unionidae) from ammonia exposure. *Environ Tox Chem* 22:2569-2575.

Austen, M. C. & R. M. Warwick, 1989. Comparison of univariate and multivariate aspects of estuarine meiobenthic community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 29:23-42.

Ax, P., 1952. Eine Brackwasser-Lebensgemeinschaft an Holzpfählen des Nord-Ostsee-Kanals. *Kieler Meeresforschung* 9:229-243.

Baba, K., M. Tada, T. Kawajiri & Y. Kuwahara, 1999. Effects of temperature and salinity on spawning of the brackish water bivalve *Corbicula japonica* in Lake Abashiri, Hokkaido, Japan. *Marine Ecology – Progress Series* 180:213-221.

Bacher, G. J. & J. S. Garnham, 1992. *The Effect of Salinity to Several Freshwater Aquatic Species of Southern Victoria*. Department of Conservation and Environment, Freshwater Ecology Section, Flora and Fauna Division.

Badelt, H., 2012. Ein neues Modell für einen Winter-Index zur Abschätzung und Bewertung des Salzverbrauchs. *Strasse und Verkehr* 5:14-20.

Bækken, T. & T. Haugen, 2006a. *Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsalt, tungmetaller og OAH*. Rapport UMT 2006/06. Statens vegvesen, 91 pp.

Bækken, T. & T. O. Haugen, 2006b. *Chemical State in Lakes Near Roads (in Norwegian)*. Norwegian Institute for Water Research, Oslo.

Baggerman, B., 1960. Salinity preference, thyroid activity and seaward migration of species of pacific salmon. *J Fish Res Bd Can* 17:290-325.

Baginski, R. M. & S. K. Pierce, 1977. The time course of intracellular free amino acid accumulation in tissues of *Modiolus demissus* during high salinity adaptation. *Comp Biochem Physiol* 57A:407-412.

Bailey, S. A., I. C. Duggan, C. D. A. van Overdijk, T. H. Johengen, D. F. Reid & H. J. Macisaac, 2004. Salinity tolerance of diapausing eggs of freshwater zooplankton. *Freshw Biol* 49:286-295.

Bang, S. S. & D. Johnston, 1998. Environmental effects of sodium acetate/formatedeicer, Ice Shear. *Arch Environ Cont Toxicol* 35:580-557.

Bant, C., 2009. *Ecological Effects of Road Salt. The Effects of Road Salt on the Composition of Macroinvertebrate Fauna in Three Different Streams Receiving Highway Runoff*. Master thesis, Norvegian University of Life Sciences.

Bart, D. & J. M. Hartman, 2003. The role of large rhizome dispersal and low salinity windows in the establishment of common reed, *Phragmites australis*, in salt marshes: new links to human activities. *Estuaries* 26(2B):436-443.

Bart, D. J. & J. M. Hartman, 2002. Constraints on the establishment of *Phragmites australis* in a New Jersey salt marsh and possible links to human disturbance. *Wetlands* 22:201-213.

Basler, E., A. Zysset, C. Hugi & R. Pfammatter, 2002. *Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen*. Wegleitung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Bastviken, D., P. Sanden, T. Svensson, C. Stahlberg, M. Magounakis & G. Öberg, 2006. Chloride retention and release in a boreal forest soil: effects of soil water residence time and nitrogen and chloride loads. *Environ Sci Tech* 40:6 doi:10.1021/es0523237.

Bäthe, J., 1998. *Synoptische Diskussion der Ergebnisse*. In DVWK (ed) *Folgen der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem*. Bonn, 151-180.

Bäthe, J. & E. Coring, 2008. *Biologisch-ökologische Untersuchungen zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna der Werra. Ergebnisse der Untersuchungen 2004-2007*. Studie i.A. der K+S KALI GmbH, Hardegsen, Uslar, 200 pp.

Bäthe, J. & E. Coring, 2010. *Biologisch-ökologische Untersuchungen zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna der Werra. Ergebnisse der Untersuchungen 2008-2009*. Studie i.A. der K+S KALI GmbH, Hardegsen, Uslar, 114 pp.

Bäthe, J. & E. Coring, 2011. Biological effects of anthropogenic salt-load on the aquatic Fauna: A synthesis of 17 years of biological survey on the rivers Werra and Weser. *Limnologica* 4:9 doi:10.1016/j.limno.2010.07.005.

Bäthe, J., V. Herbst, G. Hofmann, U. Matthes & R. Thiel, 1994. Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. *Wasserwirtschaft* 84:528-536.

Baudoin, M. F. & P. Scoppa, 1974. Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. *Bull Environ Cont Tox* 12(6):745-751.

Bauske, B. & D. Goetz, 1993. Effects of deicing-salts on heavy metal mobility. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 21(1):38-42 doi:0323-4320/93/0104-0038.

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1999. *Salzstreuung – Auswirkungen auf die Gewässer*. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Merkblatt Nr. 3.2/1, München, 11 pp.

Bayly, I. A. E., 1993. The fauna of athalassic saline waters in Australia and the Altiplano of South America: comparisons and historical perspectives. *Hydrobiologia* 267:6.

Bayly, I. A. E. & W. D. Williams, 1966. Chemical and biological studies on some saline lakes of south-east Australia. *Aust J Mar Freshwat Res* 17:177-228.

Bayly, O. A. E., 1969. The occurrence of calanoid copepods in athalassic saline waters in relation to salinity and anionic proportions. *Verh Internat Verein Limnol* 17:449-455.

Bayly, O. A. E., 1972. Salinity tolerance and osmotic behaviour of animals in athalassic saline and marine hypersaline waters. *Ann Rev Ecol Syst* 3:233-268.

Beebee, T. J. C., 1985. Salt tolerance of Natterjack Toad (*Bufo calamita*) eggs and larvae from coastal and inland populations in Britain. *Herpetol J* 1:14-16.

Bein, R. & G. Ribi, 1994. Effects of larval density and salinity on the development of perch larvae (*Perca fluviatilis* L). *Aquatic Sciences* 56:97-105.

Beisel, J.-N., M.-C. Peltre & P. Usseglio-Polatera, 2011. *Einfluss der Salzbelastung auf die aquatische Biozönose der Mosel*. Bericht des Labors LIEBE im Auftrag der IKSMS, Metz, 62 pp.

Benbow, M. E. & R. W. Merritt, 2004. Road-salt toxicity of select Michigan wetland macroinvertebrates under different testing conditions. *Wetlands* 24(1):68-76.

Berezina, N. A., 2003. Tolerance of freshwater invertebrates to changes in water salinity. *Russ J Ecol* 34(4):261-266.

Berezina, N. A., V. V. Khlebovich, V. E. Panov & N. V. Zaporozhets, 2001. Salinity tolerance of the amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebb) introduced into the Gulf of Finland Basin (the Baltic Sea). *Doklady Biological Sciences* 379:3.

Berner, L. & W. C. Sloan, 1954. The occurrence of a mayfly nymph in brackish water. *Ecology* 35(1):2.

Bervoets, L., C. Wils & R. Verheyen, 1996. Tolerance of *Chironomus riparius* larvae (Diptera: Chironomidae) to salinity. *Bull Environ Cont Toxicol* 57:7.

BGBl. I Nr. 37, 2011. *Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV)*. Bundesanzeiger Verlag, Bonn, 1429-1469.

Bick, H., 1964. Populytionsdynamik von Süßwasserciliaten in Versuchen mit marinen Brackwässern und binnenländischen Natrongewässern. *Verh Internat Verein Limnol* 15:847-852.

Bidwell, J. R. & J. R. Gorrie, 2006. The influence of salinity on metal uptake and effects in the midge *Chironomus maddeni*. *Environ Poll* 139:8.

Bierhuizen, J. F. H. & E. E. Prepas, 1985. Relationship between nutrients, dominant ions and phytoplankton standing crop in prairie saline lakes. *Can J Fish Aquat Sci* 42:1588-1594.

Billard, R., 1986. Spermatogenesis and spermatology of some teleost fish species. *Reprod Nutr Develop* 26(4):44.

Binder, W., Gabel, G. & Gröbmaier, W., 2001. *Flusslandschaft Isar von der Landesgrenze bis Landshut. Leitbilder, Entwicklungsziele, Maßnahmenhinweise*. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, München.

Birge, W. J., J. A. Black, A. G. Westerman, T. M. Short, S. B. Taylor, D. M. Bruser & E. D. Wallingford, 1985. *Recommendations on numerical values for regulating iron and chloride concentrations for the purpose of protecting warm water species of aquatic life in the Commonwealth of Kentucky*. Memorandum of Agreement No. 5429. Kentucky Natural Resources and Environmental Protection Cabinet, Lexington, KY.

Bishop, S. H., D. E. Greenwalt, M. A. Kapper, K. T. Paynter & L. L. Ellis, 1994. Metabolic regulation of proline, glycine and alanine accumulation as intracellular osmolytes in ribbed mussel gill tissue. *J Exp Zool* 268:151-161.

Bisson, M. A. & G. O. Kirst, 1983. Osmotic adaptations of charophyte algae in the Coorong, South Australia and other Australian lakes. *Hydrobiologia* 105:7.

Bisson, M. A. & G. O. Kirst, 1995. Osmotic acclimation and turgor pressure regulation in algae. *Naturwissenschaften* 82:11.

Blasius, B. J. & R. W. Merritt, 2002. Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. *Environ Poll* 120(2):13.

Blindow, I., 2000. Distribution of Charophytes along the Swedish coast in relation to salinity and eurtophication. *Int Rev ges Hydrobiol* 85:11.

Blinn, D. W., S. A. Halse, A. M. Pinder, R. J. Shiel & J. M. McRae, 2004. Diatom and micro-invertebrate communities and environmental determinants in western Australian wheatbelt: a response to salinization. *Hydrobiologia* 528:20.

BMU, 2010. *Wasserwirtschaft in Deutschland*, Teil 2 Gewässergüte. Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 116 pp.

Boeuf, G. & P. Payan, 2001. How should salinity influence fish growth? *Comp Biochem Physiol C* 130:13.

Bohlen, J., 1999. Influence of salinity on the early development in the spined loach, *Cobitis taenia*. *J Fish Biol* 55:189-198.

Bolaji, D. A., C. A. Edokpayi, O. B. Samuel, R. O. Akinnigbagbe & A. A. Ajulo, 2011. Morphological characteristics and Salinity tolerance of *Melanoides tuberculatus* (Muller, 1774). *World J Biol Res* 4(2):1-11.

Boller, M. & A. Bryner, 2011. *Strassensalzung: Neues Faktenblatt*. EAWAG aquatic research.

Bongers, M., B. Rusch & C. A. M. van Gestel, 2004. The effect of counterion and percolation on the toxicity of lead for the springtail *Folsomia candida* in soil. *Environ Tox Chem* 23(1):195-199.

Bonis, A., P. Grillas, C. van Wijck & C. Lepart, 1993. The effects of salinity on the reproduction of coastal submerged macrophytes in experimental communities. *J Veg Sci* 4:8.

Boulenger, G. A., 1906. The distribution of African fresh-water fishes. *Rept Brit Assoc Adv Sci, S Africa* 1905:412-432.

Bourn, W. S., 1932. Ecological and physiological studies on certain aquatic angiosperms. *Contr Boyce Thompson Inst* 4:425-496.

Bourn, W. S., 1935. Sea water tolerance of *Ruppia maritima* L. *Contr Boyce Thompson Inst* 7:249-255.

Bouzillé, J.-B., E. Kernéis, A. Bonis & B. Touzard, 2001. Vegetation and ecological gradients in abandoned salt pans in western France. *J Veg Sci* 12:10.

Bradley, T. J., 1994. *The Role of Physiological Capacity, Morphology and Phylogeny in Determining Habitat Use in Mosquitoes*. In Wainwright, P. C. & S. M. Reilly (eds) *Ecological Morphology: Integrative Organismal Biology*. University of Chicago Press, Chicago, IL, 303-318.

Bramwell, R., 2011. *Do Salinity and pH Help Protect Natterjack Toads from* Chytridiomycosis, *a Disease Caused by the Amphibian Fungus* Batrachochytrium dendrobatidis *(B.d.)?* Master thesis, Imperial College London.

Braukmann, U. & D. Böhme, 2011. Salt pollution of the middle and lower sections of the river Werra (Germany) and its impact on benthic macroinvertebrates. *Limnologica* 41:12 doi:10.1016/j.limno.2010.09.003.

Braunbeck, T. & E. Lammer, 2006. *Fish embryo toxicity assays*. Umweltbundesamt (Contract No. 203 85 422), Dessau – Heidelberg.

Bregulla, D., 1986. Untersuchungen zur Wasserchemie von Kreuzkröten-Laichgewässern. *Salamandra* 22(2/3):173-179.

Bringolf, R. B., W. G. Cope, C. B. Eads, P. R. Lazaro, M. C. Barnhart & D. Shea, 2007. Acute and chronic toxicity of technical-grade pesticides to glochidia and juveniles of freshwater mussles (Unionidae). *Environ Tox Chem* 26(10):2086-2093.

Brinkhurst, R. O., 1973. Marine and brackish water Oligochaeta. *Fish Res Bd Can Tech Rep* 420:9 pp.

Briski, E., S. A. Bailey, M. E. Cristescu & H. J. Macisaac, 2010. Efficacy of 'saltwater flushing' in protecting the Great Lakes from biological invasions by invertebrate eggs in ships' ballast sediment. *Freshw Biol* 55:11 doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02449.x.

Brix, K. V. & M. Grosell, 2005. *Report on the effects of total dissolved solids on arctic grayling and dolly varden fertilization success*. Teck Cominco Red Dog Mine, Kotzebue, AK.

Brock, M. A., 1981. The ecology of halophytes in the south-east of South Australia. *Hydrobiologia* 81:10 doi:0018 8158/81/0811 0023.

Brock, M. A., D. L. Nielsen & K. Crossle, 2005. Changes in biotic communities developing from freshwater wetland sediments under experimental salinity and water regimes. *Freshw Biol* 50:15 doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01408.x.

Brock, M. A. & R. J. Shiel, 1983. The composition of aquatic communities on saline wetlands in Western Australia. *Hydrobiologia* 105:77-84.

Brooks, S., D. Platvoet & M. C. Lloyd, 2008. Cation regulation and alteration of water permeability in the amphipod *Dikerogammarus villosus*: an indicator of invasion potential. *Fund Appl Limn / Arch Hydr* 172(3):7 doi:10.1127/1863-9135/2008/0172-0183.

Brown, J. A., W. M. Moore & E. S. Quabius, 2001. Physiological effects of saline waters on zander. *J Fish Biol* 59:1544-1555.

Bruijs, M. C. M., B. Kelleher, G. van der Velde & A. bij de Vaate, 2001. Oxygen consumption, temperature and salinity tolerance of the invasive amphipod *Dikerogammarus villosus*: indicators of further dispersal via ballast water transport. *Arch Hydr* 152:633-646.

Buckley, J. A., K. P. Rustagi & J. D. Laughlin, 1996. Response of *Lemna minor* to sodium chloride and a statistical analysis of continuous measurements for EC50 and 95% confidence limits calculation. *Bull Environ Contam Toxicol* 57(6):6.

Bunn, S. E. & P. M. Davies, 1992. Community structure of macroinvertebrate fauna and water quality of a saline river system in south-western Australia. *Hydrobiologia* 248:18.

Burian, A., 2010. *Zooplankton dynamics of two alkaline-saline lakes in the Kenyan Rift Valley*. Master thesis, Universität Wien.

Burnham, B. L. & J. J. Peterka, 1975. Effects of saline water for North Dakota lakes on survival of fathead minnow (*Pimephales promelas*) embryos and sac fry. *J Fish Res Bd Can* 32:809-812.

Burton, R. F., 1983. *Ionic Regulation and Water Balance in the Mollusca*. In Wilbur, K. M. (ed) *The Mollusca*, vol 5. Academic Press, Inc., New York, 290-352.

Burton, R. S., 1991. Regulation of proline synthesis during osmotic stress in the copepod *Tigriopus californicus*. *J Exp Zool* 259:166-173.

Bury, N. R., F. Galvez & C. M. Woods, 1999. Effects of chloride, calcium, and dissolved organic carbon on silver toxicity: Comparison between rainbow trout and fathead minnows. *Environ Tox Chem* 18(1):7.

Busse, S., R. Jahn & C. J. Schulz, 1999. Desalinization of Running Waters II. Benthic Diatom Communities: A Comparative Field Study on Responses to Decreasing Salinities. *Limnologica* 29:10.

Buttle, J. M. & C. F. Labadia, 1999. Deicing salt accumulation and loss in highway snowbanks. *J Environ Qual* 28:155-164.

Calfee, R. D. & E. E. Little, 2003. The effects of ultraviolet-13 radiation on the toxicity of fire-fighting chemicals. *Environ Tox Chem* 22:1525-1531.

Calabrese, E. J., 2005. Paradigm lost, paradigm found: the re-emergence of hormesis as a fundamental dose response model in the toxicological sciences. *Environ Poll* 138:34 doi:10.1016/j.envpol.2004.10.001.

Calow, P. & V. E. Forbes, 1998. How do physiological responses to stress translate into ecological and evolutionary processes? *Comp Biochem Physiol* A 120:6.

Cameron, J. N. & G. K. Iwama, 1989. Compromises between ionic regulation and acid-base regulation in aquatic animals. *Can J Zool* 67:3078-3084.

Campbell, C. E., 1994. Seasonal zooplankton fauna of salt evaporation basins in South Australia. *Austr J Mar Freshw Res* 45:199-208.

Canedo-Argüelles, M., T. E. Grantham, I. Perrée, M. Rieradevall, R. Céspedes-Sánchez & N. Prat, 2012. Response of stream invertebrates to short-term salinization: A mesocosm approach. *Environ Poll* 166:8 doi:10.1016/j.envpol.2012.03.027.

Carver, S., A. Storey, H. Spafford, J. Lynas, L. Chandler & P. Weinstein, 2009. Salinity as a driver of aquatic invertebrate colonisation behaviour and distribution in the wheatbelt of Western Australia. *Hydrobiologia* 617:75-90 doi:10.1007/s10750-008-9527-5.

Caspers, H., 1959. Vorschläge einer Brackwassernomenklatur („The Venice System"). *Int Rev ges Hydrobiol* 44:313-316.

CCME, 1999. *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Canadian Council of the Ministers of the Environment, Winnipeg, MB.

CCME, 2011a. *Canadian Water Quality Guidelines: Chloride Ion*. Scientific Criteria Document. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

CCME, 2011b. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Chloride*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

Chadwick, M. A. & J. W. Feminella, 2001. Influence of salinity and temperature on the growth and production of a freshwater mayfly in the Lower Mobile River, Alabama. *Limnol Oceanogr* 46(3):11.

Chadwick, M. A., H. Hunter, J. W. Feminella & R. P. Henry, 2002. Salt and water balance in *Hexagenia limbata* (Ephemeroptera: Ephemeridae) when exposed to brackish water. *Florida Entomologist* 85(4):2.

Chadwick, M. A. J., 1997. *Influences of seasonal salinity and temperature on* Hexagenia limbata *(Serville) (Ephemeroptera: Ephemeridae) in the Mobile River*. MSc, Auburn University.

Chambers, M. R., 1977. The population ecology of *Gammarus tigrinus* (SEXTON) in the beds of the Tjeukemeer. *Hydrobiologia* 53(2):10.

Chapman, P. M., 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *STOTEN* 97–98:815-825 doi: 10.1016/0048-9697(90)90277-2

Chapman, P. M., 2000. Whole effluent toxicity testing-usefulness, level of protection, and risk management. *Environ Tox Chem* 19(1):11.

Chapman, P. M., H. B. Bailey & E. Canaria, 2000. Toxicity of total dissolved solids associated with two mine effluents to chironomid larvae and early life stages of rainbow trout. *Environ Tox Chem* 19(1):5.

Chapman, P. M. & R. O. Brinkhurst, 1987. Hair today, gone tomorrow: induced chaetal changes in tubificid oligochaetes. *Hydrobiologia* 155:45-55.

Chapman, P. M., R. S. Caldwell & P. F. Chapman, 1996. A warning: NOECs are inappropriate for regulatory use. *Environ Toxicol Chem* 15:77–79.

Cheng, L., 1976. *Marine Insects*. North-Holland Publ. Comp., Amsterdam – Oxford.

Chinathamby, K., R. A. Reina, P. C. E. Bailey & B. K. Lees, 2006. Effects of salinity on the survival, growth and development of tadpoles of brown tree frog, *Litoria ewingii*. *Austr J Zool* 54:97-105.

Church, P. E. & P. J. Friesz, 1993. *Effectiveness of Highway Drainage Systems in Preventing Road-salt Contamination of Groundwater: Preliminary Findings*. Transportation Research Record 1420, National Research Council, Washington D.C.

Clark, T. M., B. J. Flis & S. K. Remold, 2004. Differences in the effects of salinity on larval growth and developmental programs of a freshwater and a euryhaline mosquito species (Insecta: Diptera, Culicidae). *J Exp Biol* 207:7 doi:10.1242/jeb.01018.

Claus, A., 1937. Vergleichend-physiologische Untersuchungen rur Ökologie der Wasserwanzen, mit besonderer Berücksichtigung der Brackwasserwanze *Sigara lugubris* Fieb. *Zool Jb* 58:365-432.

Clauss, W. G., 2001. Epithelial transport and osmoregulation in annelids. *Can J Zool* 79:192-203 doi:10.1139/cjz-79-2-192.

Clunie, P., T. Ryan, K. James & B. Cant, 2002. *Implications for Rivers from Salinity Hazards: Scoping Study*. Report to the Murray Darling Basin Commission. Department of Natural Resources and Environment, R2003, Heidelberg.

Cohen, N., 2010. *The Effect of Increased Salinity on Diversity and Abundance of Diatoms*. PhD, The Pennsylvania State University.

Cole, J. J., S. Findlay & M. L. Pace, 1988. Bacterial production in fresh and salt water ecosystems: a cross-system overview. *Marine Ecology Progress Series* 43:11.

Collins, S. J. & R. W. Russell, 2009. Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. *Environ Pollut* 157(1):320-4 doi:10.1016/j.envpol.2008.06.032.

Cooper, C. A., P. M. Mayer & B. R. Faulkner, 2008. *The Influence of Road Salts on Water Quality in a Restored Urban Stream.* Paper presented at the 16th National Nonpoint Source Monitoring Workshop, Columbus, Ohio, September 14-18, 2008.

Cope, W. G., R. B. Bringolf, D. B. Buchwalter, T. J. Newton, C. G. Ingersoll, N. Wang, T. Augspurger, F. J. Dwyer, F. C. Barnhart, R. J. Neves & E. Hammer, 2008. Differential exposure, duration, and sensitivity of unionoidean bivalve life stages to environmental contaminants. *J N.Am. Benth Soc* 27:451-462.

Coring, E. & J. Bäthe, 2011. Effects of reduced salt concentrations on plant communities in the River Werra (Germany). *Limnologica* 41:134-142.

Corsi, S., S. W. Geis, J. Loyo-Rosales, C. Rice, R. Sheesley, G. Failey & D. Cancilla, 2006. Characterization of Aircraft Deicer and Anti-Icer Components and toxicity in Airport snowbanks and snowmelt runoff. *Environ Sci Techn* 40:8 doi:10.1021/es052028m.

Corsi, S. R., S. W. Geis, G. Bowman, G. Failey & T. D. Rutter, 2009. Aquatic Toxicity of Airfield-Pavement Deicer Materials and Implications for Airport Runoff. *Environ Sci Techn* 43:7 doi:10.1021/es8017732.

Corsi, S. R., D. J. Graczyk, S. W. Geis, N. L. Booth & K. D. Richards, 2010. A fresh look at road salt: aquatic toxicity and water-quality impacts on local, regional, and national scales. *Environ Sci Techn* 44:7 doi:10.1021/es101333u.

Cowgill, U. M. & D. P. Milazzo, 1990. The sensitivity of two cladocerans to water quality variables: salinity and hardness. *Archives of Hydrobiology* 120:185-196.

Craig, J. F., 1986. *Percid Fishes: Systematics, Ecology, and Exploitation*. Blackwell Science, Oxford – Malden, MA.

Cranston, P. S. & D. D. Judd, 1987. *Metriocnemus* (Diptera: Chironomidae) - an ecological survey and description of new species. *J New York Entomol Soc* 95(4):14.

Crosset, K. J., G. M. Masciello & C. M. Metzger, 2007. Effects of road-salt (NaCl and Sediment) and de-icing salt (NaCl and KCl) on the amphipod *Gammarus minus*. *J Ecol Res* 9:7.

Crowther, R. A. & H. B. N. Hynes, 1977. The effect of road deicing salt on the drift of stream benthos. *Envir Poll* 14(2):113-126.

Csarmann, E., 2008. *Ökologie von Amphibien in ausgewählten Lacken des Seewinkels*. Diplomarbeit, Universität Wien.

Cuffney, T. F., R. A. Brightbill, J. T. May & I. R. Waite, 2010. Responses of benthic macroinvertebrates to environmental changes associated with urbanization in nine metropolitan areas. *Ecol Appl* 20(5):18.

Cunha, M. R. & M. H. Moreira, 1995. Macrobenthos of *Potamogeton* and *Myriophyllum* beds in the upper reaches of Canal de Mira (Ria de Aveiro, NW Portugal): community structure and environmental factors. *Neth J Aqu Ecol* 29:377-390.

Dangé, A. D., 1986. Branchial NA^{+}-K^{+}-ATPase inhibition in a freshwater euryhaline teloest, tilapia (*Oreochromis mossambicus*), during short term exposure to toluene or naphthalene: influence of salinity. *Environ Poll Series A, Ecol Biol* 42(3):273-286.

Dassanayake, H., M. S. J. Warne & R. P. Lim, 2003. *Interactive Effects of Salinity on the Toxicities of Atrazine, Molinate, and Chlorpyrifos to the Cladoceran* Daphnia carinata. Paper presented at the SETAC Asia Pacific, Australasian Society for Ecotoxicology, p 50.

DasSarma, S. & P. Arora, 2001. *Halophiles*. Encylopedia of Life Sciences, Macmillan Press.

Davis, J. S. & Y. Lipkin, 1986. *Lamprothamnium* prosperity in permannetly hypersaline water. *Swiss J Hydr* 48(2):240-246.

De Deckker, P., 1981. Ostracods of athalassic saline lakes. *Hydrobiologia* 81 81:131-144.

De Jong, L. E. D., 1965. Tolerance of *Chlorella vulgaris* for metallic and non-metallic ions. *Antonie Van Leeuwenhoek (Gedrukt)* 31:301-313.

De Lyon, M. J. H. & J. G. M. Roelofs, 1986. *Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid*. Parts 1 & 2. Catholic University Nijmegen, The Netherlands.

Deckker, P., 1983. Australian salt lakes: their history, chemistry, and biota – a review. *Hydrobiologica* 105:14.

Deegan, B., T. J. Harrington & P. Dundon, 2005. Effects of salinity and inundation regime on growth and distribution of Schoenoplectus triqueter. *Aqu Bot* 81:13 doi:10.1016/j.aquabot.2004.11.006.

Degreave, G. M., J. D. Cooney, B. H. Marsh, T. L. Pollock & N. G. Reichenbach, 1992. Variability in the performance of the 7-d *Ceriodaphnia dubia* survival and reproduction test: an intra- and inter-laboratory comparison. *Environ Toxicol Chem* 11:851-866.

Dell'Uomo, A., 2004. *L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti*. Linee guida. APAT, ARPAT, CTN_AIM, Roma, Firenze, 101 pp.

Demers, C. L., 1992. *Effects of Road Deicing Salt on Aquatic Invertebrates in Four Adirondack Streams*. In D'Itri, F. M. (ed) *Chemical Deicers and the Environment*. Lewis Publishers, Ann Arbor, 245-251.

Demers, C. L. & R. W. Sage, 1990. Effects of road deicing salt on chloride levels in four Adirondack streams. *Water Air Soil Poll* 49:369-373.

Denoël, M., M. Bichot, G. F. Ficetola, J. Delcourt, M. Ylieff, P. Kestemont & P. Poncin, 2010. Cumulative effects of road de-icing salt on amphibian behavior. *Aqu Tox* 99:275-280.

Devin, S. & J.-N. Beisel, 2007. Biological and ecological characteristics of invasive species: a gammarid study. *Biological Invasions* 9:13-24.

Dhiab, R. B., H. B. Ouada, H. Boussetta, F. Franck, A. Elabed & M. Brouers, 2007. Growth, fluorescence, photosynthetic O2 production and pigment content of salt adapted cultures of *Arthrospira (Spirulina) platensis*. *J Appl Phycol* 19(4):293-301.

Diamond, J. M., E. L. Winchester, D. G. Mackler & D. Gruber, 1992. Use of the mayfly *Stenonema modestum* (Heptageniidae) in subacute toxicity assessments. *Environ Tox Chem* 11(3):415-425.

Diaz, R. J., 1989. Pollution and tidal benthic communities of the James River Estuary, Virginia. *Hydrobiologia* 180:17.

Dicker, S. E. & A. B. Elliott, 1970. Water uptake by the crab-eating frog *Rana cancrivora*, as affected by osmotic gradients and by neurophysiological hormones. *J Physiol* 267:119-132.

Dickman, M. D. & M. D. Gochnauer, 1978. Impact of sodium chloride on the microbiota of a small stream. *Environ Pollut* 17:109-125.

Dierking, U., 1994. Verbreitung und Status der Kreuzkröte in Schleswig-Holstein. *Ber Landesamt Umweltsch Sachsen-Anhalt* 14:4-5.

Dietz, G., 1966. *Jahreszyklische faunistische und ökologische Untersuchungen der Ciliatenfauna der Natrongewässer am Ostufer des Neusiedler See*. Diss. Univ. Wien.

Dietz, T. H., S. J. Wilcox, R. A. Byrne, J. W. Lynn & H. Silverman, 1996. Osmotic and ionic regulation of North American zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). *Am Zool* 36:10.

Dixit, S. S., J. P. Smol, D. F. Charles, R. M. Hughes, S. G. Paulsen & G. B. Collins, 1999. Assessing water quality changes in the lakes of the Northeastern United States using sediment diatoms. *Can J Fish Aquat Sci* 56:131.

DNRW, 2000. Chapter 2.10. *Chlorides and WET Testing*. Implementation Plan for the Chloride Rule. Department of Natural Resources Winsconsin.

Dobesch, H. F. N., 1980. *Die Stabilitätsverhältnisse des Traunsees*. Limnologische Untersuchung Traunsee – Traun, Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Bericht Nr. 1: 1-59.

Donner, J., 1979. *The Rotifers of Neusiedler See*. In Löffler, H. (ed) Neusiedlersee – the limnology of a shallow lake in Central Europe Monographiae Biologicae 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague – Boston – London, 411-422.

Dorgelo, J., 1974. Comparative ecophysiology of gammarids (Crustacea: Amphipoda) from marine, brackish and freshwater habitats, exposed to the influence of salinity-temperature combinations. I. Effect on survival. *Hydrobiol Bull* 8:90-108.

Dorgelo, J., 1981. Blood osmoregulation and temperature in crustaceans. *Hydrobiologia* 81:18.

Dougherty, C. K. & G. S. Smith, 2006. Acute effects of road deicers on the tadpoles of three anurans. *Appl Herpetol* 3:87-93.

Douglas, W. S., S. S. Grasso, D. G. Hutton & K. R. Schroeder, 1996. Ionic imbalance as a source of toxicity in an estuarine effluent. *Arch Environ Contam Toxicol* 31:7.

Dowden, B. F. & H. J. Bennett, 1965. Toxicity of selected chemicals to certain animals. *J Water Pollut Control Fed* 37(9):10.

Doyen, J. T., 1976. *Marine Beetles (Coleoptera excluding Staphylinidae)*. In Cheng, L. (ed) *Marine Insects*. North-Holland Publ. Comp., Amsterdam - Oxford, 497-519.

Driver, F. T., 1979. *Winter Maintainance: Practices and Policies*. In Colwill, D. M., J. R. Thompson & A. J. Rutter (eds) *The Impact of Road Traffic on Plants*. Department of the Environment, Department of Transport, TRRL Supplementary Report 513. Transport and Road Research Laboratory, Crowthorne, 73-77.

Duellman, W. E. & L. Trueb, 1986. *Biology of Amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.

Dunlop, J. E., N. Horrigan, G. McGregor, B. J. Kefford, S. Choy & R. Prasad, 2007. Effect of spatial variation on salinity tolerance of macroinvertebrates in Eastern Australia and implications for ecosystem protection trigger values. *Environ Pollut* 151(3):10 doi:10.1016/j.envpol.2007.03.020.

Dunlop, J. E., G. McGregor & N. Horrigan, 2005. *Potential Impacts of Salinity and Turbidity in Riverine Ecosystems*. Characterisation of impacts and a discussion of regional target setting for riverine ecosystems in Queensland. Queensland Department of Natural Resources and Mines, 64 pp.

Dunson, W. A., 1977. Tolerance to high temperature and salinity by tadpoles of the Philippine Frog, *Rana cancrivora*. *Copeia* 1977:5.

Dunson, W. A., 1979a. *Control Mechanisms in Reptiles*. In Gilles, R. (ed) *Mechanisms of Osmoregulation in Animals*. Wiley-Interscience, New York, 273-322.

Dunson, W. A., 1979b. Salinity tolerance and osmoregulation of the key mud turtle, Kinosternon B. baurii. *Copeia* 1979(3):6.

Dunson, W. A., 1980. The relation of sodium and water balance to survival in sea water of esturaine and freshwater races of the snakes *Nerodia fasciata*, *N. sipedon* and *N. valida*. *Copeia* 1980(2):14.

Durin, B., B. Béchet, M. Legret & P. Le Cloirec, 2007. Role of colloids in heavy metal transfer through a retention - infiltration basin, 8.

Dussart, G. B. J., 1979. Life cycles and distribution of the aquatic gasteropod molluscs *Bithynia tentaculata* (L.), *Gyraulus albus* (Luller), *Planorbis planorbis* (L.) and *Lymnea peregra* (Muller) in relation to water chemistery. *Hydrobiologia* 67(3):17.

DVGW, 1996. *Merkblatt W251 vom August 1996 „Eignung von Fließgewässern für die Trinkwasser-versorgung“*. Technische Mitteilung des Deutschen Vereins des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW).

Eaton, F. M., 1942. Toxicity and accumulation of chloride and sulfate salts in plants. *J Agr Res* 64(7):357-399.

Echols, B. S., R. J. Currie & D. S. Cherry, 2009. Preliminary results of laboratory toxicity tests with the mayfly, *Isonychia bicolor* (Ephemeroptera: Isonychiidae) for development as a standard test organism for evaluating streams in the Appalachian coalfields of Virginia and West Virginia. *Environ Monit Assess* 169(1-4):487-500 doi:10.1007/s10661-009-1191-3.

Egborge, A. B. M., 1987. Salinity and the distribution of Cladocera in Warri River, Nigeria. *Hydrobiologia* 145:159-167.

Egborge, A. B. M., 1994. Salinity and the distribution of rotifers in the Lagos Harbour - Badagry Creek system, Nigeria. *Hydrobiologia* 272:95-104.

Ellis, S. & H. J. MacIsaac, 2009. Salinity tolerance of Great Lakes invaders. *Freshw Biol* 54:77-89.

Elphick, J. R. F., K. D. Bergh & H. C. Bailey, 2011. Chronic toxicity of chloride to freshwater species: effects of hardness and implications for water quality guidelines. *Environ Tox Chem* 30:239-246.

Ely, C. A., 1944. Development of *Bufo marinus* larvae in dilute seawater. *Copeia* 1944:256.

Emscher Genossenschaft, 2006. *Regen auf richtigen Wegen: Tausalze – ein Problem bei naturnaher Regenwasserbewirtschaftung*. Emscher Genossenschaft, Ausgabe 04/2006, Essen.

Engström-Öst, J., M. Lehtiniemi, S. H. Jónasdóttir & M. Viitaisaio, 2005. Growth of pike larvae (*Esox lucius*) under different conditions of food quality and salinity. *Ecol Freshw Fish* 1:385-393.

Environment Canada, 2001. *Priority Substances List Assessment Report: Road Salts (Canadian Environmental Protection Act, 1999)*. Environment Canada, Health Canada, Ottawa.

Environment Canada, 2007. *A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MN, pp 39.

Environment Canada, 2010. *Risk Management Strategy for Road Salts*. In. http://www.ec.gc.ca/nopp/roadsalt/ reports/en/rms.cfm Accessed 22.03.2013.

Erdahl, A. W., J. G. Cloud & E. F. Graham, 1987. Fertility of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) gametes: gamete viability in artificial media. *Aquaculture* 60:323-332.

Erickson, R. J., D. A. Benoit, V. R. Mattson, H. P. Nelson Jr. & E. N. Leonard, 1996. The effects of water chemistry on the toxicity of copper to fathead minnows. *J Environ Toxicol Chem* 15:181-193.

Erséus, C., R. Grimm, B. Healy, S. Lundberg, E. Rota & T. Timm, 1998. *A Survey of Clitellata in Nationalstadsparken, an Urban National Park in Stockholm, Sweden*. The complete report – Swedish Worm Project (SWORM). Swedish Museum of Natural History, Stockholm, 20 pp.

Eschner, A., 1992. *Ökologische Untersuchungen an Wasserschnecken in Schilfbeständen unterschiedlichen Alters am Neusiedler See*. Dipl.arb. Univ. Wien.

Eschner, A. & W. Waitzbauer, 1995. Ökologische Untersuchungen an Wasserschnecken im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. *Verh Zool-Bot Ges Österreich* 132:187-218.

Espinar, J. L., L. V. García, P. García Murillo & J. Toja, 2002. Submerged macrophyte zonation in a Mediterranean salt marsh: a facilitation effect from established helophytes? *J Veg Sci* 13:831-840.

Estrela, T., C. Marcuello & A. Iglesias, 1996. *Water Resources Problems in Southern Europe an Overview Report*. European Environment Agency, Brussels, 49 pp.

Euliss, N. H. J., D. M. Mushet & D. A. Wrubleski, 1999. *Wetlands of the Prairie Pothole Region: Invertebrate Species Composition, Ecology, and Management*. In Batzer, D. P., R. B. Rader & S. A. Wissinger (eds) *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management*, chapter 21. John Wiley & Sons, New York, 471-514.

European Commission (2012). *System of Environmental-Economic Accounting Central Framework*. European Commission, Food and Agriculture Organization, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, United Nations, World Bank.

European Communities (2009). *System of Environmental-Economic Accounting Central Framework*. European Commission, Food and Agriculture Organization, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, United Nations, World Bank.

Evans, D. H., 2008. Teleost fish osmoregulation: What have we learned since August Krogh, Homer Smith, and Ancel Keys? *Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol* 295(2):R704-R713 doi:10.1152/ajpregu.90337.2008.

Evans, J. C. & E. E. Prepas, 1996. Potential effects of climate change on ion chemistry and phytoplankton communities in prairie saline lakes. *Limnol Oceanogr* 41:1063-1076.

Evans, M. & C. Frick, 2001. *The Effects of Road Salts on Aquatic Ecosystems*. NWRI Contribution Series No. 01-000. National Water Research Institute, Saskatoon, Saskatchewan.

Eyles, N. & M. Meriano, 2010. Road-impacted sediment and water in a Lake Ontario watershed and lagoon, City of Pickering, Ontario, Canada: an example of urban basin analysis. *Sediment Geol* 224:15-28.

Fawzi, B., M. Loudiki, S. Oubraim, B. Sabour & M. Chlaida, 2002. Impact of wastewater effluent on the diatom assemblages structure of a brackish small stream: Oued Hassar (Morocco). *Limnologica* 32:54-65.

Fay, L. & X. Shi, 2012. Environmental impacts of chemicals for snow and ice control: state of the knowledge. *Water Air Soil Pollut* 223:2751-2770 doi:10.1007/s11270-011-1064-6.

Ferroni, L., C. Baldisserotto, L. Pantaleoni, P. Billi, M. P. Fasulo & S. Pancaldi, 2007. High salinity alters chloroplast morpho-physiology in a freshwater *Kirchneriella* species (Selenastraceae) from Ethiopian Lake Awasa. *Am J Bot* 94(12):1972-1983.

Fields, E., 2002. *The Effects of Salinity on* Daphnia carinata *and* Hydra vulgaris. PhD, RMIT University.

Findlay, S. E. G. & V. R. Kelly, 2011. Emerging indirect and long-term road salt effects on ecosystems. *Annals NY Acad Sci* 1223:58-68 doi:10.1111/j.1749-6632.2010.05942.x.

Fischel, M., 2001. *Evaluation of Selected Deicers Based on a Review of the Literature*. Colorado Department of Transportation, Research Branch, Louisville, CO.

Fischer-Nagel, A., 1977. *Untersuchungen zur Ökologie der Anuren im Seewinkel des Burgenlandes, Österreich*. Diss. Univ. Berlin.

Fong, P. P., K. Kyozuka, J. Duncan, S. Rynkowski, D. Mekasha & J. L. Ram, 1995. The effect of salinity and temperature on spawning and fertilization in the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas) from North America. *Biol Bull* 189:320-329.

Forbes, V. E. & P. Calow, 2002. Extrapolation in ecological risk assessment: balancing pragmatism and precaution in chemical controls legislation. *BioScience* 52:249-257.

Forman, R. T. T. & L. E. Alexander, 1998. Roads and their major ecological effects. *Ann Rev Ecol Syst* 29:207-+ doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207.

Forman, R. T. T. & R. D. Deblinger, 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Cons Biol* 14(1):36-46 doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99088.x.

Forró, L., 1990. Littoral microfauna (Cladocera and Copepoda) in the reedbelt of Neusiedler See (Austria). *BFB-Bericht* 74:77-82.

Forster, S. J., 1998. Osmotic stress tolerance and osmoregulation of intertidal and subtidal nematodes. *J Exp Mar Biol Ecol* 224:109-125.

Frahn, K., J. Nicol & A. Strawbridge, 2012. *Current Distribution and Abundance of* Ruppia tuberosa *in the Coorong*. Government of South Australia, SARDI Research Report Series 615, Henley Beach.

Frantzen, N. M. L. H. F., J. de Visser & E. H. van Nes, 1994. Colonization and succession of macroinvertebrates in recently freshened Lake Volkerak-Zoom (The Netherlands). *Hydrobiologia* 275/276:323-334.

Franz, H. & G. Husz, 1961. Die Salzböden und das Alter der Salzböden im Seewinkel. *Mitt Österr Bodenkundl Ges* 9.

Fritzer, H., 1992. Gewässerbelastung durch Straßenabflüsse. Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten. Straßenforschung Heft 406, Wien.

Galvez, F. & C. M. Wood, 1997. The relative importance of water hardness and chloride levels in modifying the acute toxicity of silver to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Tox Chem* 16(11):2363-2368.

Gandolfi, A., E. B. Akon Todeschi, K. van Doninck, V. Rossi & P. Menozzi, 2001. Salinity tolerance of *Darwinula stevensoni* (Crustacea, Ostracoda). *Ital J Zool* 68:61-67.

Ganning, B., 1971. On the ecology of *Heterocypris salinus*, *H. incongruens* and *Cypridopsis aculeata* (Crustacea: Ostracoda) from Baltic brackish-water rockpools. *Marine Biolog* 8:271-279.

Gardner, K. M. & T. V. Royer, 2010. Effect of road salt application on seasonal chloride concentrations and toxicity in South-Central Indiana streams. *J Environ Qual* 39:1036-1042.

Garrett, M. A. & T. J. Bradley, 1987. Extracellular accumulation of proline, serine and trehalose in the haemolymph of osmoconforming brackish-water mosquitoes. *J Exp Biol* 129:231-238.

Gasse, F., S. Juggins & L. B. Khelifa, 1995. Diatom-based transfer functions for inferring past hydrochemical characteristics of African lakes. *Paleogeogr Paleoclimatol Paleoecol* 117:31-54.

Gassner, H., D. Achleitner, M. Großschartner & G. Wolfram, 2006. *Die Auswirkungen der Einleitung von Sole aus dem Salzbergbau Hallstatt (Salinen Austria AG) auf den limnologischen Zustand und das Makrozoobenthos des Hallstättersees*. Gutachten des BAW, Scharfling.

Geiger-Kaiser, M. & P. Jäger, 2005. *Reinigung von Straßenabwässern. Wirksamkeit von Retentionsfilterbecken zur Reinigung von Straßenabwässern*, Salzburg.

Geiger, W., 1994. *An Ecophysiological Approach to the Clonal Ecology of* Limnocythere inopinata. In Horne, D. J. K. M. (ed) *The Evolutionary Ecology of Reproductive Modes in Non-marine Ostracoda*. Greenwich Univ. Press, 23-26.

Gernes, M. C. & J. C. Helgen, 2002. *Indexes of Biological Integrity (IBI) for Large Depressional Wetlands in Minnesota*. Minnesota Pollution Control Agency, St. Paul, MN.

Gilles, R., 1987. Volume regulation in cells of euryhaline invertebrates. *Curr Topics Membr Transport* 30:205-247.

Gillis, P. L., 2011. Assessing the toxicity of sodium chloride to the glochidia of freshwater mussels: implications for salinization of surface waters. *Environ Poll* 159:1702-1708.

Glitzner, I., P. Beyerlein, C. Brugger, F. Egermann, W. Paill, B. Schlögel & F. Tataruch, 1999. *Literaturstudie zu anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen von Straßen auf die Tierwelt*. Graz, 176 pp.

Godwin, K. S., S. D. Hafner & M. F. Buff, 2003. Long-term trends in sodium and chloride in the Mohawk River, New York: the effect of fifty years of road-salt application. *Environ Pollut* 124(2):273-281.

Goetsch, P. & C. G. Palmer, 1997. Salinity tolerances of selected macroinvertebrates of the Sabie River, Kruger National Park, South Africa. *Arch Environ Contam Toxicol* 32(1):32-41.

Gomez-Mestre, I., M. Tejedo, E. Ramayo & J. Estepa, 2004. Developmental alterations and osmoregulatory physiology of a larval anuran under osmotic stress. *Physiol Biochem Zool* 77:267-274.

Gonzales-Moreno, S., J. Gomez-Barrera, H. Perales & R. Moreno-Sanchez, 1997. Multiple effects of salinity on photosynthesis of the protist *Euglena gracilis*. *Physiologia Plantarum* 101:777-786.

Goodfellow, W. L., L. W. Ausley, D. T. Burton, D. L. Denton, P. B. Dorn, D. R. Grothe, M. A. Heber, T. J. Norberg-King & J. H. Rodgers, 2000. Major ion toxicity in effluents: a review with permitting recommendations. *Envir Tox Chem* 19(1):175-182.

Gordon, M. S., 1959. Ionic regulation in the brown trout (*Salmo trutta* L.). *Exp Biol* 36(2):227-252.

Gordon, M. S., 1962. Osmotic regulation in the green toad *(Bufo viridis)*. *J Exp Biol* 39:261-270.

Gordon, M. S., 1963. Chloride exchanges in rainbow trout *(Salmo gairdneri)* adapted to diVerent salinities. *Biol Bull* 124:45-54.

Gosner, K. L. & I. H. Black, 1957. The effects of acidity on the development and hatching of New Jersey frogs. *Ecology* 38:256-262.

Gosselck, F. & H. Schabelon, 2007. *Aktueller Zustand und historische Entwicklung des Makrozoobenthos und des Makrophytobenthos des Oderästuars – Ein Überblick*. Institut für Angewandte Ökologie, IKZN-Oder Berichte 36, Neu Brodersdorf.

Grabenhofer, H., 2004. *Untersuchungen an der Rotbauchunke* (Bombina bombina) *in ausgewählten Teilereichen des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel*. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur.

Green, J., 1993. Zooplankton associations in East African lakes spanning a wide salinity range. *Hydrobiologia* 267:249-256.

Green, J. & S. Mengestou, 1991. Specific diversity and community strutcure of Rotifera in a salinity series of Ethiopian inland waters. *Hydrobiologia* 209:95-106.

Green, S. M. & M. S. Cresser, 2008. Nitrogen cycle disruption through the application of de-icing salts onupland highways. *Water Air Soil Poll* 188:139-153.

Green, S. M., R. Machin & M. S. Cresser, 2007. Effect of longterm changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. *Environ Poll* 152(1) doi:10.1016/j.envpol.2007.06.005.

Gresens, S. E., K. T. Belt, J. A. Tang, D. C. Gwinn & P. A. Banks, 2007. Temporal and spatial responses of Chironomidae (Diptera) and other benthic invertebrates to urban stormwater runoff. *Hydrobiologia* 575:173-190.

Grigorovich, I. A., T. R. Angradi, E. B. Emery & M. S. Wooten, 2008. Invasion of the Upper Mississipi River system by saltwater amphipods. *Fund Appl Limnol* 173:67-77.

Grigorovich, I. A., O. V. Pashkova, Y. F. Gromova & C. D. A. van Overdijk, 1998. *Bythotrephes longimanus* in the Commonwealth of Independent States: variability, distribution and ecology. *Hydrobiologia* 81 379:183-198.

Grillas, P., 1990. Distribution of submerged macrophytes in the Camargue in relation to environmental factors. *J Veget Sci* 1:393-402.

Grillas, P., C. van Wijck & A. Bonis, 1993. The effect of salinity on dominance-diversity relations on experimental coastal macrophytes communities. *J Veget Sci* 4:463-460.

Grillitsch, B. & H. Grillitsch, 1984. *Zur Verbreitung der Amphibien im westlichen Schilfgürtel des Neusiedler Sees*. Forschungsbericht. Naturhistorisches Museum Wien, Wien, pp. 529-550.

Grizzle, J. M. & A. C. Mauldin II, 1995. Effect of calcium on acute toxicity of sodium chloride to larval and newly transformed juvenile striped bass. *J. Aquat. Anim. Health* 7(4):298-303.

Gruszka, P., 1999. The River Odra Estuary as a Gateway for alien species immigration to the Baltic Sea Bassin. *Acta hydrochim hydrobiol* 27:374-382.

GSchV, 1998. *Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998*, Bern, Schweiz.

Gunkel, S., 2005. *Ökologische Auswirkungen der Salzbelastung an der Werra*.

Günther, M. & B.-M. Wilka, 1982. Effects of de-icing salt on soil enzyme activity. *Water Air Soil Poll* 20:211-220.

Gutowski, A., J. Foerster & G. Hofmann, 2006. *Untersuchung der benthischen Mikro- und Makroalgen in der Tide-Elbe auf Eignung zur Beurteilung des Gewässers gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie*. Studie i.A. der Wassergütestelle Elbe, Sonderaufgabenbereich Tideelbe (AuftragsNr. W14/05), Bremen, 87 pp.

Hale, R. L. & P. M. Groffman, 2006. Chloride effects on nitrogen dynamics in forested and suburban stream debris dams. *J Environ Qual* 35:2425-2432.

Hall, C. J. & C. W. Burns, 2001. Effects of salinity and temperature on survival and reproduction of *Boeckella hamata* (Copepoda: Calanoida) from a periodically brackish lake. *J Plankton Res* 23:97-103.

Hall, L. W. J. & R. D. Anderson, 1995. The influence of salinity on the toxicity of various classes of chemicals to aquatic biota. *Crit Rev Toxicol* 25:281-346.

Haller, W. T., D. L. Sutton & W. C. Barlowe, 1974. Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. *Ecology* 55(4):891-894.

Hallock, R. J. & L. L. Hallock (eds), 1993. *Detailed Study of Irrigation Drainage in and near Wildlife Management Areas, West-Central Nevada,* 1987-90. Part B. Effect on Biota in Stillwater and Fernley Wildlife Management Areas and other Nearby Wetlands. US Geological Survey, Water Resources Investigations Report 92-4024B.

Halsband, E., 1976. Untersuchung über den Krankheitszustand der in der Weser lebenden Fische. *Informationen für die Fischwirtschaft* 23(10):173-175.

Halse, S. A., R. J. Shiel & W. D. Williams, 1998. Aquatic invertebrates of Lake Gregory, northwestern Australia, in relation to salinity and ionic composition. *Hydrobiologia* 381:15-29.

Hamilton, R. W., J. K. Buttner & R. G. Brunetti, 1975. Lethal levels of sodium chloride and potassium chloride for an oligochaete, a chironomid midge, and a caddisfly of Lake Michigan. *Environ Ent* 4:1003-1006.

Hammer, U. T., 1986. *Saline Lake Ecosystems of the World*. Dr. W. Junk bv Publ., Dordrecht – Boston – Lancaster. *Monogr. Biol.* 59, 616 pp.

Hammer, U. T., 1981. Primary production in saline lakes. *Hydrobiologia* 81:47-57.

Hammer, U. T. & J. M. Heseltine, 1988. Aquatic macrophytes in saline lakes of the Canadian prairies. *Hydrobiologia* 158:101-116 doi:10.1007/bf00026269.

Hammer, U. T., J. W. Sheard & J. Kranabetter, 1990. Distribution and abundance of littoral benthic fauna in Canadian prairie saline lakes. *Hydrobiologia* 197:173-192.

Hanes, R. E., L. W. Zelazny, K. G. Verghese, R. P. Bosshart, E. W. Carson, R. E. Blaser & D. D. Wolf, 1976. *Effects of De-icing Salts on Plant Biota and Soil; Experimental Phase*. Report, National Cooperative Highway Research Program, No. 170. Transportation Research Board, National Research Council, Washington, D.C.

Haramura, T., 2007. Salinity tolerance of eggs of *Buergeria japonica* (Amphibia, Anura) inhabiting coastal areas. *Zool Science* 24:820-823.

Harless, M. L., C. J. Huckins, J. B. Grant & T. G. Pypker, 2011. Effects of six chemical deicers on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environ Tox Chem* 30(7):1637-1641.

Harmon, S. M., W. L. Specht & G. T. Chandler, 2003. A comparison of the daphnids *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia ambigua* for their utilization in routine toxicity testing in the Southeastern United States. *Arch Environ Cont Tox* 45:79-85.

Hart, B. T., P. Bailey, R. Edwards, K. Hortle, K. James, A. McMahon, C. Meredith & K. Swadling, 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia* 210:105-144.

Hartzendorf, T. & H. Rolletschek, 2001. Effects of NaCl salinity on amino acid and carbohydrate contents of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 69:195-208.

Hashimoto, H., 1976. *Non-biting Midges of Marine Habitats (Diptera: Chironomidae)*. In Cheng, L. (ed) *Marine Insects*. North-Holland Publ. Comp., Amsterdam – Oxford, 377-414.

Hassell, K. L., B. J. Kefford & D. Nugegoda, 2006. Sublethal and chronic lethal salinity tolerance of three freshwater insects: *Cloeon* sp. and *Centroptilum* sp. (Ephemeroptera: Baetidae) and *Chironomus* sp. (Diptera: Chironomidae). *J Exp Biol* 209:4024-4032.

Häupl, M., 1982. Kartierung der Herpetofauna des Burgenlandes. *Berichte des Biologischen Forschungsinstitutes Burgenland* 43:62-94.

Haybach, A., 2010. *Ableitung ökologisch begründeter Schwellenwerte des Chloridgehaltes und Abschätzung des Einflusses der Gewässerstruktur auf das Makrozoobenthos in NRW*. Studie i.A. des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Mainz, 44 pp. + Anlagen.

Herbst, D. B., 1988. Comparative population ecology of Ephydra hians Say (Diptera: Ephydridae) at Mono Lake (California) and Abert Lake (Oregon). *Hydrobiologia* 158:145-166.

Herbst, D. B., 2001. Gradients of salinity stress, environmental stability and water chemistry as a templet for defining habitat types and physiological strategies in inland salt waters. *Hydrobiologia* 466:209-219.

Herzig, A., 1979. *The Zooplankton of the Open Lake*. In Löffler, H. (ed) *Neusiedlersee – the Limnology of a Shallow Lake in Central Europe*. Monographiae Biologicae 37. Dr. W. Junk bv Publ., The Hague – Boston – London, 281-335.

Herzig, A. & W. Koste, 1989. The development of *Hexarthra* spp. in a shallow alkaline lake. *Hydrobiologia* 186/187:129-136.

Heuts, M. J., 1947. Experimental studieson adaptive evolution of *Gasterosteus aculeatus* L. *Evolution* 1:89-102.

Hill, K. D., T. M. Dauphinee & D.J. Woods, 1986. The extension of the Practical Salinity Scale 1978 to low salinities. *IEEE J Oceanic Eng*, OE-11, 1:109-112.

Hillyard, S. D., K. V. Hoff & C. Propper, 1998. The water absorption response: A behavioral assay for physiological processes in terrestrial amphibians. *Physiol Zool* 71:127-138.

Hobbie, J. E., 1988. A comparison of the ecology of planktonic bacteria in fresh and salt water. *Limnol Oceanogr* 33:750-764.

Hochachka, P. W. & G. N. Somero, 1984. *Biochemical Adaptation*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Hoffmann, M., R. Blab & P. Nutz, 2011. *Optimierung der Feuchtsalzstreuung*. TU Wien, i.A. von BMVIT & ASFINAG, Wien.

Hofmann, G., 1997. Diatom communities in the rivers Werra and Ulster (Germany) and their response to reduced salinity. *Limnologica* 27:77-84.

Hofstra, 1979. Studies of salt-induced damage to roadside plants in Ontario. *J Arboriculture* 5(2):25-31.

Holliday, F. G. T., 1969. *The Effects of Salinity on the Eggs and Larvae of Teleosts*. In Hoar, W. S. & D. J. Randall (eds) *Fish Physiology* Vol 1. Academic Press, New York, 293-311.

Horrigan, N., S. Choy, J. Marshall & F. Recknagel, 2005. Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Mar Freshwater Res* 56:825-833.

Howard, K. W. F. & J. Haynes, 1993. Groundwater contamination due to road de-icing chemicals – salt balance implications. *Geoscience Canada* 20:1-8.

Howard, K. W. F. & H. Maier, 2007. Road de-icing salt as a potential constraint on urban growth in the Greater Toronto Area, Canada. *J Contam Hydrol* 91:146-170.

Hughes (1973 *cit*. in Nagpal *et al.* 2003

Hulinger, E. E. & T. C. Hollocher, 1972. Groundwater contamination by road salt: Steady-state concentrations in East Central Massachusetts. *Science* 176:288-290.

Hürlimann, J., S. Fässler, A. Gerhardt, M. Steiner & S. Wyss, 2011. *Strassenabwasser in der Schweiz – Literaturarbeit und Situationsanalyse Schweiz hinsichtlich gewässerökologischer Auswirkungen (Immissionen)*. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Zug, CH.

Hustedt, F., 1957. Die Diatomeenflora des Flusssystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. *Abh. Naturw. Ver. Bremen* 34:181-440.

Hwang, P.-P. & T.-H. Lee, 2007. New insights into fish ion regulation and mitochondrion-rich cells. *Comp Biochem Physiol* (Part A) 148:479-497.

Hynes, H. B. N., 1955. The reproductive cycling of some British freshwater Gammaridae. *J Animal Ecol* 24:352-387.

Hynes, H. B. N., 1966. *The Biology of Polluted Water*. Liverpool University Press, Liverpool.

IKSMS, 2005. *Richtlinie 2000/60/EG – Internationale Flussgebietseinheit RHEIN*. Internationales Bearbeitungsgebiet „Mosel-Saar“, Bestandsaufnahme (Teil B). Internationale Kommissionen zum Schutze derMosel und der Saar, Trier, 177 pp.

Innes, W. T., 1942. *Exotic Aquarium Fishes*, 4th Ed., Philadelphia, 496 pp.

Iowa Department of Natural Resources, 2009. *Water Quality Standards Review: Chloride, Sulfate and Total Dissolved Solids*. Iowa.

IOC, SCOR and IAPSO, 2010. *The International the Thermodynamic Equation of Seawater – 2010: Calculation and Use of Thermodynamic Properties*. Intergovernmental Oceanographic Commission, Manuals and Guides No. 56, UNESCO (English), 196 pp. Available from http://www.TEOS-10.org

Isabelle, P. S., L. J. Fooks, P. A. Keddy & S. D. Wilson, 1987. Effects of roadside snowmelt on wetland vegetation: an experimental study. *J Environ Mgmt* 25(1):57-60.

Jackson, R. B. & E. G. Jobbágy, 2005. From icy roads to salty streams. *PNAS* 102(41):14487-14488

Jacobsen, L., C. Skov, A. Koed & S. Berg, 2007. Short-term salinity tolerance of northern pike, *Esox lucius*, fry, related to temperature and size. *Fish Mgmt Ecol* 14(5):303-308 doi:10.1111/j.1365-2400.2007.00551.x.

Jacobsen, R. & V. E. Forbes, 1997. Clonal variation in life-history traits and feeding rates in the gastropod, *Potamopyrgus antipodarum*: performance across a salinity gradient. *Functional Ecology* 11:260-267.

Jäger, T., W. Nellen, W. Schöfer & F. Shodjai, 1980. Der Einfluß von Salzgehalt und Temperatur auf Eier und Larven der Kleinen- und Großen Maräne, der Plötze und der Quappe. *Österreichs Fischerei* 33:33-45.

James, K. R., B. Cant & T. Ryan, 2003. Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: a review. *Austr J Bot* 51(6):703-713.

James, K. R. & B. T. Hart, 1993. Effect of salinity on four freshwater macrophytes. *Austr J Mar Freshw Res* 44(5):769-777.

Joffe, B., I. Solovei & R. G. Cannon, 1996. The posttentacular syncytia of temno-cephalids: the first indication of a pulative osmoregulatory organ in the epidermis of a Platyhelminth. *Acta Zool* 77(3):241-247.

Johnson, W. E. & C. R. Propper, 2000. Effects of dehydration on plasma osmolality, thirst-related behavior, and plasma and brain angiotensin concentrations in Couch's spadefoot toad, *Scaphiopus couchii*. *J Exp Zool* 286:572-584.

Jones, J. R. E., 1940. A further study of the relation between toxicity and solution pressure, with *Polycelis nigra* as test animal. *J Exp Biol* 17:408-415.

Jones, P. H., B. A. Jeffrey, P. K. Watler & H. Hutchon, 1992. *Environmental Impact of Road Salting*. In D'Itri, F. M. (ed) *Chemical Deicers and the Environment*. Lewis Publishers, oca Raton, Florida, 1-116.

Jørgensen, A. T., 2009. *Salinity Tolerance of Fertilized Eggs and Fry of the Brackish Water Northern Pike*, Esox lucius *L*. Master thesis, Roskilde University.

Jørgensen, A. T., B. W. Hansen, B. Vismann, L. Jacobsen, C. Skov, S. Berg & D. Bekkevold, 2010. High salinity tolerance in eggs and fry of a brackish *Esox lucius* population. *Fish Mgmt Ecol* 17(6):554-560 doi:10.1111/j.1365-2400.2010.00755.x.

Kabailienė, M. 1995. The Baltic Ice Lake and Yoldia Sea stages on data from diatom analysis in the Central, South-Eastern Baltic. *Quartenary International* 27:69-72.

Karraker, N. E., 2007a. Are embryonic and larval green frogs *(Rana clamitans)* insensitive to road deicing salt? *Herpetol Cons Biol* 2(1):35-41.

Karraker, N. E., 2007b. *Investigation of the Amphibian Decline Phenomenon: Novel Small-scale Factors and a Large-scale Overview*. Ph.D. dissertation, State University of New York, College of Environmental Science and Forestry.

Karraker, N. E. & J. P. Gibbs, 2011. Road de-icing salt irreversibly disrupts osmoregulation of salamander egg clutches. *Environ Poll* 159:833-835.

Karraker, N. E., J. P. Gibbs & J. R. Vonesh, 2008. Impacts of road de-icing salt on the demography of vernal pool-breeding amphibians. *Ecol Appl* 18:724-734.

Karsiotis, S. I., L. R. Pierce, J. E. Brown & C. A. Stepien, 2012. Salinity tolerance of the invasive round goby: Experimental implications for seawater ballast exchange and spread to North American estuaries. *J Great Lakes Res* 38(1):121-128.

Kaushal, S. S., P. M. Groffman, G. E. Likens, K. T. Belt, W. P. Stack, V. R. Kelly, L. E. Band & G. T. Fisher, 2005. Increased salinization of fresh water in northeastern United States. *PNAS* 102(38):13517-13520.

Kearney, B. D., P. G. Byrne & R. D. Reina, 2012. Larval tolerance to salinity in three species of Australian Anuran: an indication of saline specialisation in *Litoria aurea*. *PLOS One* 7(8):e43427.

Kefford, B., J. Dunlop, D. Nugegoda & S. Choy, 2007a. *Understanding Salinity Thresholds in Freshwater Biodiversity: Freshwater to Saline Transition*. In Lovett, S., P. Price & B. Edgar (eds) *Salt, Nutrient, Sediment and Interactions: Findings from the National River Contaminants Program, Land & Water Australia*. Canberra, 9-28.

Kefford, B. J., 1998a. Is salinity the only water quality parameter affected when saline water is disposed into rivers? *Int J Salt Lake Res* 7:285-300.

Kefford, B. J., 1998b. The relationship between electrical conductivity and selected macroinvertebrate communities in four river systems of south-west Victoria, Australia. *Int J Salt Lake Res* 7:151-170.

Kefford, B. J., 2000. The effect of saline water disposal: Implications for monitoring programs and management. *Envir Monit Assess* 63(2):313-327.

Kefford, B. J., A. Dalton, C. G. Palmer & D. Nugegoda, 2004a. The salinity tolerance of eggs and hatchlings of selected aquatic macroinvertebrates in south-east Australia and South Africa. *Hydrobiologia* 517:179-192.

Kefford, B. J., E. J. Fields, D. Nugegoda & C. Clay, 2007b. The salinity tolerance of riverine microinvertebrates from the southern Murray-Darling Basin. *Mar Freshw Res* 58:1019-1031.

Kefford, B. J., G. L. Hickey, A. Gasith, E. Ben-David, J. E. Dunlop, C. G. Palmer, K. Allan, S. C. Choy & C. Piscart, 2012. Global scale variation in the salinity sensitivity of riverine macroinvertebrates: Eastern Australia, France, Israel and South Africa. *PLOS Online* 7(5):e35224 / 1-12.

Kefford, B. J., R. Marchant, R. B. Schäfer, L. Metzeling, J. E. Dunlop, S. C. Choy & P. Goonan, 2011a. The definition of species richness used by species sensitivity distributions approximates observed effects of salinity on stream macroinvertebrates. *Environ Poll* 159(1):302-310 doi:10.1016/j.envpol.2010.08.025.

Kefford, B. J. & D. Nugegoda, 2005. No evidence for a critical salinity thresholds for growth and reproduction of the freshwater snail *Physa acuta*. *Environ Pollut* 54:755-765.

Kefford, B. J., D. Nugegoda, L. Metzeling & E. J. Fields, 2006a. Validating species sensitivity distributions using salinity tolerance of riverine macroinvertebrates in the southern Murray-Darling Basin (Victoria, Australia). *Can J Fish Aqu Sci* 63(1865-1877).

Kefford, B. J., D. Nugegoda, L. Zalizniak, E. F. Fields & K. L. Hassell, 2007c. The salinity tolerance of freshwater macroinvertebrate eggs and hatchlings in comparison to their older life-stages. *Aquat Ecol* 41:335-348.

Kefford, B. J., C. G. Palmer, S. Jooste, M. S. J. Warne & D. Nugegoda, 2005. What is it meant by '95% of species'? An argument for the inclusion of rapid tolerance testing. *Hum Ecol Risk Assess* 11:1025-1046.

Kefford, B. J., C. G. Palmer, L. Pakhomova & D. Nugegoda, 2004b. Comparing test systems to measure the salinity tolerance of freshwater invertebrates. *WaterSA* 30(4):499-506.

Kefford, B. J., B. J. Papas, D. Crowther & D. Nugegoda, 2002. Are salts toxicant? *Austr J Ecotox* 8:63-68.

Kefford, B. J., P. J. Papas, L. Metzeling & D. Nugegoda, 2004c. Do laboratory salinity tolerances of freshwater animals correspond with their field salinity? *Environ Pollut* 129(3):355-362.

Kefford, B. J., P. J. Papas & D. Nugegoda, 2003. Relative salinity tolerance of macroinvertebrates from the Barwon River, Victoria, Australia. *Mar Freshw Res* 54:755-765.

Kefford, B. J., K. Reddy-Lopata, C. Clay, T. Hagen, O. Parkanyi & N. Nugegoda, 2011b. Size of anal papillae in chironomids: Does it indicate their salinity stress? *Limnologica* 41:96-106.

Kefford, B. J., L. Zalizniak & D. Nugegoda, 2006b. Growth of the damselfly Ischnura heterosticta is better in saline water than freshwater. *Environ Pollut* 141:409-419.

Kelly, V. R., G. M. Lovett, K. C. Weathers, S. E. G. Findlay, D. L. Strayer, D. J. Burns & G. E. Likens, 2008. Long-term sodium chloride retention in a rural watershed: legacy effects of road salt on streamwater concentration. *Environ Sci Tech* 42:410-415.

Kelts, L. J., 1979. Ecology of a tidal marsh corixid, *Trichocorixa verticalis* (Insecta: Hemiptera). *Hydrobiologia* 64:37-57.

Kennedy, A. J., 2002. *An Ecotoxicological Assessment of a Treated Coalmining Effluent in the Leading Creek Watershed*, Meigs County, Ohio. M.Sc. Thesis.

Kersey, K., 1981. *Laboratory and Dield Studies on the Effects of Road Deicing Salt on Stream Invertebrates*. University of Toronto, Institute of Environmental Studies, Snow and Ice Control Working Group, Publ. No. SIC-9, Toronto, Canada.

Keseley, S (unpubl.). http://www.iappo.org/pdf/IAPPO07_RoadSalt.pdf

Ketola, H. G., D. Longacre, A. Greulich, L. Phetterplace & R. Lashomb, 1988. High calcium concentration in water increases mortality of salmon and trout eggs. *Progressive Fish-Culturist* 50:129-135.

Keys, A., 1931. Chloride and water secretion and absorption by the gills of the eel. *Z vergl Physiol* 15:364-389.

Keys, A. B. & E. N. Wilmer, 1932. Chloride secreting cells in the fills of fishes with special references to thecommoneel. *J Physiol* 76:368-377.

Khangarot, B. S., 1991. Toxicity of metals to a freshwater tubificid worm *Tubifex tubifex* Muller. Bull Envir *Cont Toxicol* 46(6):906-912.

Khanna, N., C. P. Cressman, C. P. Tatara & P. L. Williams, 1997. Tolerance of the nematode *Caenorhabditis elegans* to pH, salinity and hardness in aquatic media. *Arch Envir Cont Tax* 32:10-114.

Khlebovic, V. V., 1968. Some peculiar features of the hydrochemical regions and the fauna of mesohaline waters. *Mar Biol* 2:47-49.

Kilgour, B. M., G. L. Mackie, M. A. Baker & R. Keppel, 1994. Effect of salinity on the condition and survival of zebra mussel *(Dreissena polymorpha). Estuaries* 17:385-393.

Kincaid, D. W. & S. E. G. Findlay, 2009. Sources of elevated chloride in local streams: groundwater and soils as potential reservoirs. *Water Air Soil Poll* 203:335-342.

Kinne, O., 1964. The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals. II. Salinity and Temperature Salinity Combinations. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 2:281-339.

Kipriyanova, L. M., N. I. Yermolaeva, D. M. Bezmaternykh, S. Y. Dvurechenskaya & E. Y. Mitrofanova, 2007. Changes in the biota of Chany Lake along a salinity gradient. *Hydrobiologia* 576:83-93.

Kirschner, L. B., 1993. The energetics aspects of osmotic regulation in ureotelic and hypoosmotic fishes. *J Exp Zool* 267:19-26.

Kjensmo, J., 1997. The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjoen, southeastern Norway. *Hydrobiologia* 347:151-158.

Klinge, A. & C. Winkler, 2005. *Atlas der Amphibien und Reptilien Schleswig-Holsteins*. LANU SH – Natur 11. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.

Klinkhardt, M. B. & H. M. Winkler, 1989. Einfluss der Salinität auf die Befruchtungs- und Entwicklungsfähigkeit der Eier von vier Süßwasserfischen Plötz *(Rutilus rutilus)*, Barsch *(Perca fluviatilis)*, Kaulbarsch *(Gymnocephalus cernuus)* und Zander *(Stizostedion lucioperca). Wiss Z Universität Rostock N-Reihe* 38:23-30.

Knoflacher, H. & T. Macoun, 1989. Ökologie und Straßenverkehr. *UBA Report* 35, Wien, 178 pp.

Kogseder, A., 2008. *Literaturrecherche über Auftaumittel im Grundwasser*. Karl Franzens Universität Graz.

Kokkinn, M. J., 1986. Osmoregulation, salinity tolerance and the site of ion excretion in the halobiont chironomid, *Tanytarsus barbitarsis* Freeman. Australian *J Mar Freshw Res* 37:243-250.

Kolbe, R. W., 1927. *Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen – Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebiets*. In Kolwitz, R. (ed) *Pflanzenforschung* 7. Jena, 146 pp.

Kolkwitz, R. & M. Marsson, 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt Kgl Prüfungsanst Wasserversorg Abwässerbeseitigung* 1:33-72.

Konstantinov, A. S. & V. V. Martynova, 1993. Effect of salinity fluctuations on energetics of juvenile fish. *J Ichthyol* 33:161-166.

Kouril, J., M. Dvorak & I. Prikryl, 1985. Sensitivity of the early fry of common carp and grass carp to NaCl and formalin in preventive baths. *Aquat. Sci. Fish. Abstr.* 15(11):23842-1Q15.

Kozák, P., J. Máchová & T. Policar, 2005. The effect of chloride content in water on the toxicity of sodium nitrite for spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus* RAF.). *Bull Fr Pêche Piscic* 376-377:705-714.

Krell, A., D. Funck, I. Plettner, U. John & G. Dieckmann, 2007. Regulation of proline metabolism under salt stress in the psychrophilic diatom *Fragilariopsis cylindrus* (Bacillariophyceae). *J Phycol* 43:753-762.

Kristiansen, S. M., F. D. Christensen & B. Hansen, 2011. Does road salt affect groundwater in Denmark? *Geol Survey Denmark Greenland Bull* 23:45-48.

Krogh, A., 1937. Osmotic regulation in freshwater fishes by active absorption of chloride ions. *Z vergl Physiol* 24:656-666.

Krogh, A., 1939. *Osmotic Regulation in Aquatic Animals*. Cambridge, Cambridge University Press, 242 pp.

Kundman, J. M., 1998. *The effects of road salt runoff (NaCl) on Caddisfly* (Hydropsyche betteni) *drift in Mill Run, Meadville, Pennsylvania*. Senior Thesis, Allegheny College.

Kusel-Fetzmann, E. H. K., 2007. *Cordylophora caspia* Pallas - Erstfund im Neusiedlersee. *Verh Zool-Bot Ges Österreich* 144:39-47.

Kwasek, K., 2011. *Impact of Salinization on New Jersey Amphibian Species: A Physiological Approach to Water Quality Issues*. Report as of FY2010 for 2010NJ216B.

Lacoul, P. & B. Freedman, 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environ Rev* 14:89-136.

Langen, T. A., M. Twiss, T. Young, K. Janoyan, J. C. Stager, J. Osso, H. Prutzman & B. Green, 2006. *Environmental Impacts of Winter Road Management at the Cascade Lakes and Chapel Pond*. New York State Department of Transportation.

Lasier, P. J., P. V. Winger & R. E. Reinert, 1997. Toxicity of alkalinity to *Hyalella azteca*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59:807-814.

Lasserre, P., 1971. Oligochaeta from the marine meiobenthos. Taxonomy and ecology. *Smithsonian Contrib Zool* 76:71-86.

Lauer, G. J., 1969. Osmotic regulation of Tanypus nubifer, Chironomus plumosus, and Enallagma clausum in various concentrations of saline lake water. *Physiol Zool* 42:381-387.

Laville, H. & J. N. Tourenq, 1967. Contribution à la conaissance de trois chironomides de Camargue et des Marismas du Quadalquivir. *Annales Limnol* 3:185-204.

Lawson, E. O. & S. A. Alake, 2011. Salinity adaptability and tolerance of hatchery reared comet goldfish *Carassius auratus* (Linnaeus 1758). *Int J Zool Res* 7(1):68-76 doi:10.3923/ijzr.2011.68.76.

Lax, S. & E. W. Peterson, 2009. Characterization of chloride transport in the unsaturated zone near salted road. *Environm Geol* 58(5):1041-1049.

Lazorchak, J. M. & M. E. Smith, 2007. Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brook trout (Salvelinus fontinalis) 7-day survival and growth test method. *Arch Environ Contam Toxicol* 53(3):397-405.

Leader, J. P., 1976. *Marine caddis flies (Trichoptera: Philanisidae)*. In Cheng, L. (ed) *Marine Insects*. North-Holland Publ. Comp., Amsterdam – Oxford, 291-302.

Lemm, C. A., R. L. Herman, D. P. Lemarie & A. Arzapalo, 1993. Effects of diet and environmental salinity on the growth, mortality, and tissue structure of juvenile striped bass. *J Aqu Animal Health* 5:294-305.

Lewis, W. M. & D. P. Morris, 1986. Toxicity of nitrite to fish: a review. *Trans Amer Fish Soc* 115:183-195.

Lide, D. R., 2012. *Handbook of Chemistry and Physics*, 87th Edition 2006-2007. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.

Liess M. & P. C. von der Ohe, 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environ Toxicol Chem* 24:954-965.

Likens, G. E. & D. C. Buso, 2010. Salinization of Mirror Lake by road salt. *Water Air Soil Poll* 205:205-214.

Linton, T. K., C. D. Tarr, N. Rickramanayake, D. J. Soucek & A. Dickinson, 2008. *Acute Toxicity of Chloride to Select Freshwater Invertebrates*. Prepared for the U.S. Environmental Protection Agency. EPA Contract Number: 68-C-04-006.

Lissner, J. & H.-H. Schierup, 1997. Effects of salinity on the growth of *Phragmites australis*. *Aqu Bot* 55:247-260.

Löffler, H., 1957. Vergleichende limnologische Untersuchungen an den Gewässern des Seewinkels (Burgenland). 1. Der winterliche Zustand des Gewässers und deren Entomostrakenfauna. *Verh Zool-Bot Ges Wien* 97:27-52.

Löffler, H., 1959. Zur Limnologie, Entomostraken- und Rotatorienfauna des Seewinkelgebietes (Burgenland, Österreich). *Sitz Ber Österr Akad Wiss Math-Naturw Klasse,* Abt I 168:315-362.

Löffler, H., 1961. Beiträge zur Kenntnis der Iranischen Binnengewässer. II. Regional-limnologische Studie mit besonderer Berücksichtigung der Crustaceenfauna. *Int Rev ges Hydrobiol* 46:309-406.

Löfgren, S., 2001. The chemical effects of deicing salt on soil and stream water of five catchments in Southeast Sweden. *Water Air Soil Poll* 130:863-868.

Loureiro, C., B. B. Castro, A. P. Cuco, M. A. Pedrosa & F. Goncalves, 2012. Life-history responses of salinity-tolerant and salinity-sensitive lineages of a stenohaline cladoceran do not confirm clonal differentiation. *Hydrobiologia* publ. online doi:10.1007/s10750-012-1308-5.

Lovett, G. M., G. E. Likens, D. C. Buso, C. T. Driscoll & S. W. Bailey, 2005. The biogeochemistry of chlorine at Hubbard Brook, New Hampshire, USA. *Biogeochemistry* 72:191-232 doi:10.1007/s10533-004-0357-x.

Lundmark, A. & P.-E. Jansson, 2008. Estimating the Fate of De-icing Salt in a Roadside Environment by Combining Modelling and Field Observations. *Water Air Soil Poll* 195(1-4):215-232 doi:10.1007/s11270-008-9741-9.

Lundmark, A. & B. Olofsson, 2007. Chloride deposition and distribution in soils along a deiced highway- assessment using different methods of measurement. *Water Air Soil Poll* 182:173-185.

Lutz, K., 2012. *Amphibien und Reptilien der Halbinsel Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft*. In. http://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/vbl/index.php?article_id=105.

Lyman, J., 1969. Redefinition of salinity and chlorinity. *Limnol Oceanogr* 14:928-929.

Lymbery, A., M. Ingram & F. Bokhari, 2009. *Measuring and managing the impact of secondary salinisation on riparian flora*. Australian Flora Foundation, Murdoch University.

Lymbery, A. J., R. G. Doupé & N. E. Pettit, 2003. Effects of salinisation on riparian plant communities in experimental catchments on the Collier River, western Australia. *Aust J Bot* 51:667-672.

Maceina, M. J., F. G. Nordlie & J. V. Shireman, 1980. The influence of salinity on oxygen consumption and plasma electrolytes in grass carp, *Ctenopharyngodon idella* Val. *J Fish Biol* 16(6):613-619 doi:10.1111/j.1095-8649.1980.tb03740.x.

Macek, P. & E. Rejmánkova, 2007. Response of emergent macrophytes to experimental nutrient and salinity additions. *Functional Ecology* 21:478-488.

Mackie, G.L. 1978. Effects of pollutants on natality of *Musculium securis* (Bivalvia: Pisidiidae). *The Naurulus* 92:25-33.

Mader, H. J., 1981. Der Konflikt Straße-Tierwelt aus ökologischer Sicht. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 22:1-104.

Magdych, W. P., 1984. Salinity stresses along a complex river continuum: Effects on mayfly (Ephemeroptera) distribution. *Ecology* 65:1662-1672.

Mahrosh, U., H.-C. Teien, M. Kleiven, L. S. Heier, S. Meland, B. Salbu & B. O. Rosseland, 2011. *Effect of Road Salt and Copper on Fertilization and Early Developmental Stages of Atlantic Salmon* (Salmo salar). Traffic Safety, Environment and Technology Department, Environmental Assessment Section. Report Nr. 41, Oslo, 21 pp.

Maleek, R., P. Sullivan, K. V. Hoff, V. Baula & S. D. Hillyard, 1999. Salt sensitivity and hydration behavior of the toad, *Bufo marinus*. *Physiology & Behavior* 67:739-745.

Mandaville, S. M., 2002. *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters – Taxa Tolerance Calues, Metrics, and Protocols*. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, Halifax.

March, F. A., F. J. Dwyer, T. Augspurger, C. G. Ingersoll, N. Wang & C. A. Mebane, 2007. An evaluation of water quality guidance and standards for copper. *Environ Tox Chem* 26:2066-2074.

Marshall, N. A. & P. C. E. Bailey, 2004. Impact of secondary salinisation on freshwater ecosystems: effects of contrasting, experimental, short-term releases of saline wastewater on macroinvertebrates in a lowland stream. *Mar Freshwater Res* 55:509-523.

Martens, K., 1985. Salinity tolerance of Mytilocypris henricae (Chapman) (Crustacea, Ostracoda). *Hydrobiologia* 124:81-83.

Mathias, J., 1971. *The Comparative Ecologies of Two Species of Amphibia (*Bufo bufo *and* Bufo calamita*) in the Aisdale Sand Dunes Nature Reserve*. Dissertation, University of Manchester.

Matoh, T., N. Matsushita & E. Takakashi, 1988. Salt tolerance of the reed plant *Phragmites communis*. *Physiologia Plantarum* 72:8-14.

Mauchamp, A. & M. Mesleard, 2001. Salt tolerance in *Phragmites australis* populations from coastal Mediterranean marshes. *Aqu Bot* 70:39-52.

Mayer, T., W. J. Snodgrass & D. Morin, 1999. Spatial characterization of the occurrence of road salts and their environmental concentrations as chlorides in Canadian surface waters and benthic sediments. *Water Qual Res J Can* 34:545-574.

McCormick, S. D., 2001. Endocrine Control of Osmoregulation in Teleost Fish. *Amer Zool* 41:781-794.

McCormick, S. D. & R. J. Naiman, 1985. Hypoosmoregulation in an anadromous teleost: influence of sex and maturation. *J exp Zool* 234:193-198.

McDaniel, L., 2009. *Revising Criteria for Chloride, Sulfate and Total Dissolved Solids*. Iowa Department of Natural Resources (DNR).

Melber, A., H. Günther & C. Rieger, 1991. Die Wanzenfauna des österreichischen Neusiedlerseegebietes (Insecta, Heteroptera). *Wiss Arb Bgld* 89:63-192.

Meriano, M., N. Eyles & K. W. F. Howard, 2009. Hydrogeological impacts of road salt from Canada's busiest highway on a Lake Ontario watershed (Frenchman's Bay) and lagoon, City of Pickering. *J Contam Hydrol* 107:66-81.

Metz, H. & L. Forró, 1989. Contributions to the knowledge of the chemistry and crustacean zooplankton of sodic waters: the Seewinkel pans revisited. *BFB-Bericht* 70:3-73.

Metz, H. & L. Forró, 1991. The chemistry and crustacean zooplankton of the Seewinkel pans: a review of recent conditions. *Hydrobiologia* 210:25-38.

Milbrink, G., 1999. Distribution and dispersal capacity of the Ponto-Caspian tubificid oligochaete *Potamothrix heuscheri* (Bretscher, 1900) in Scandinavia. *Hydrobiologia* 406:133-142.

Mischke, U., Behrendt, H., J. Köhler & D. Opitz, 2005. *Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie*. LAWA-Projekt O 6.03, 100 pp.

Molles, M. C., 1980. *Effects of Road Salting on Stream Invertebrate Communities*. Eisenhower Consortium Bulletin 10. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO.

Moog, O., (Ed.), 2002. *Fauna Aquatica Austriaca*, Lieferung 2002. BMLFUW, Wasserwirtschaftskataster, Wien.

Moog, O., V. Kucera-Hirzinger & T. Hein, 2009. *Projekt „Informationsgrundlagen über die Auswirkung von Straßenentwässerungen auf Fließgewässer hinsichtlich Chloridbelastung" – Phase 1*. Universität für Bodenkultur & WasserCluster Lunz, Wien, Lunz.

Morgan, J. D. & G. K. Iwama, 1999. Energy cost of NaCl transport in isolated gills of cutthroat trout. *Am J Physiol* 277:631-639.

Moskal'kova, K. I., 1996. Ecological and morphophysiological prerequisites to range extension in the round goby *Neogobius melanostomus* under conditions of anthropogenic pollution. *J Ichthyol* 36:584-590.

Mott, C. J. B., 1981. *Anion and Ligand Exchange*. In Greenland, D. J. & M. H. B. Hayes (eds) *The Chemistry of Soil Processes*. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, UK, 179-219.

Mount, D. R., D. D. Gulley, J. R. Hockett, T. D. Garrison & J. M. Evans, 1997. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (Fathead Minnows). *Environ Toxicol Chem* 16:2009-2019.

Müller, B. & R. Gächter, 2012. Increasing chloride concentrations in Lake Constance: characterization of sources and estimation of loads. *Aquat Sci* 74:101-112.

Muñoz, I. & N. Prat, 1994. Macroinvertebrate community in the lower Ebro river (NE Spain). *Hydrobiologia* 286:65-78.

Myers, G. S., 1949. Salt-tolerance of fresh-water fish groups in relation to zoogeographical Problems. *Bijdragen tot de Dierkunde* 28:315-322.

Nagpal, N. K., D. A. Levy & D. D. MacDonald, 2003. *Ambient Qater Quality Guidelines for Chloride*. British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection, British Columbia.

Nelson, J. W., D. A. Armstrong, A. W. Knight & H. W. Li, 1977. The effects of temperature and salinity on metabolic rate of juvenile *Macrobrachium rosenbergii* (Crustacea: Palaemonidae). *Comp Biochem Physiol* 56A:533-537.

Nelson, S. S., D. R. Yonge & M. E. Barber, 2009. Effects of road salts on heavy metal mobility in two eastern Washington soils. *J Environ Eng* 135:505-510.

Neudecker, T., 1975. *Untersuchungen über die Entwicklung von Eiern und Larven des Karpfens* (Cyprinus carpio) *in Wasser verschiedenen Salzgehaltes*. Diplomarbeit, Univ. Göttingen.

Nichols, J. T., 1928. Fishes from the White Nile collected by the Taylor expedition of 1927; a discussion of the fresh-water fish faunae of Africa. *Amer Mus Novit* 319:7 pp.

Niebrügge, L., 2012. Praktische Erfahrungen mit der Ausbringung von Tausalzlösungen. *Straßenverkehrstechnik* 56(5):288-296.

Nielsen, D. L., M. Brock, K. Crossle, K. Harris, M. Healey & I. Jarosinski, 2003a. The effects of salinity on aquatic plant germination and zooplankton hatching from two wetlands sediments. *Freshw Biol* 48:2214-2223.

Nielsen, D. L., M. A. Brock, R. Petrie & K. Crossle, 2007. The impact of salinity pulses on the emergence of plant and zooplankton from wetland seed and egg banks. *Freshw Biol* 52:784-795.

Nielsen, D. L., M. A. Brock, G. N. Rees & D. S. Baldwin, 2003b. The effect of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Austr J Bot* 51:655-665.

Nielsen, D. L., D. Smith & R. Petrie, 2012. Resting egg banks can facilitate recovery of zooplankton communities after extended exposure to saline conditions. *Freshw Biol* 57:1306-1314 doi:10.1111/j.1365-2427.2012.02782.x.

Nolting, E. & K. H. Rustige, 1998. Investigations on ciliate settlement in the Rivers Werra and Weser (Germany). *Limnologica* 28:255-262.

Norrstrom, A. C. & E. Bergstedt, 2001. The impact of road de-icing salts (NaCl) on colloid dispersion and base cation pools in roadside soils. *Water Air Soil Poll* 127:281-299.

Novotny, E. V., 2009. *Road Deicing Salt Impacts on Urban Water Quality*. Dr.phil., Univ. Minnesota.

Novotny, E. V., D. Murphy & H. G. Stefan, 2008. Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *STOTEN* 406:131-144.

Novotny, E. V., A. R. Sander, O. Mohseni & H. G. Stefan, 2009. Chloride ion transport and mass balance in a metropolitan area using road salt. *Water Resour Res* 45:W12410.

Novotny, E. V. & H. G. Stefan, 2010. Projections of chloride concentrations in urban lakes receiving road de-icing salt. *Water Air Soil Poll* 211(1-4):261-271.

NYSDOT, 1999. *NYSDOT Guidance – Road-salt Contamination: Procedures to Evaluate and Resolve Road-salt Contamination Complaints*. New York State Department of Transportation, New York.

O'Meara, G. F., 1976. *Saltmarsh Mosquitoes (Diptera: Culicidae)*. In Cheng, L. (ed) *Marine Insects*. North-Holland Publ. Comp., Amsterdam – Oxford, 303-334.

Oberg, G., 1998. Chloride and organic chlorine in soil. *Acta Hydrochem Hydrobiol* 26:137-144.

Oberg, G. & P. Sanden, 2005. Retention of chloride in soils and cycling of organic matter-bound chlorine. *Hydrol Proc* 19:2123-2136 doi:10.1002/hyp.5680.

ÖGH, 2012. *Amphibien in Österreich*. In. http://www.herpetofauna.at/amphibien/ Accessed 25. Juni 2012.

Oikari, A., 1978. Ionic and osmotic balance in the pike, *Esox lucius* L., in fresh and brackish water. *Ann Zool Fenn* 15:84-88.

Olifan, V. I., 1941. Einfluss der Salinität auf Laich und Larven von Karpfen (*Cyprinus carpio* L.), Plötze (*Rutilus rutilus* L.), und Brasse (*Abramis abrama* L.) des Kaspischen Meeres. *Trudy VNIRO* 16:159-172.

Olofsson, B., 1997. Vägsaltning - hot mot grundvattnet? *Grundvatten* 2:14-17.

Olofsson, B. & A. Lundmark, 2009. Monitoring the impact of de-icing salt on roadside soils with time-lapse resistivity measurements. *Environ Geol* 57:217-229.

Ondráček, S., 2005. Downsizing of deep coal mining in the Ostrava-Karviná coalfield, the draining of mine and waste waters, and water quality in watercourses. *Moravian Geographical Reports* 13(2):29-35.

OÖ Landesregierung, 2013. *Information zur Pressekonferenz mit Landeshauptmann-Stellvertreter Franz Hiesl am 10. April 2013 zum Thema „Ein Winter der Rekorde: Die oberösterreichische Landesstraßenverwaltung zieht Bilanz"*.

Orlova, M. I., V. V. Kchlebovich & A. Y. Komendantov, 1998. Potential euryhalinity of *Dreissena polymorpha* (Pallas) and *Dreissena bugensis* (Andr.). *Russ J Aquat Ecol* 7:17-28.

Ortells, R., T. B. H. Reusch & W. Lampert, 2005. Salinity tolerance in *Daphnia magna*: characteristics of genotypes hatching from mixed sediments. *Oecologia* 143:509-516 doi:10.1007/s00442-005-0027-2.

Oškinis, V. & T. Kasperovičius, 2005. Impact of road maintenance salts on water ecosystems according to diatom flora investigations. *J Environ Eng Landscape Mgmt* XIII(1):51-55.

Ostendorf, D. W., D. C. Peeling, T. J. Mitchell & S. J. Pollock, 2001. Chloride persistence in a deiced access road drainage system. *J Environ Qual* 30(1756-1770).

Ovčarenko, I., A. Audzijonytė & Z. R. Gasiūnaitė, 2006. Tolerance of *Paramysis lacustris* and *Limnomysis benedeni* (Crustacea, Mysida) to sudden salinity changes: implications for ballast water treatment. *Oceanologia* 48:231-242.

Overton, J. L., M. Bayley, H. Paulsen & T. Wang, 2008. Salinity tolerance of cultured Eurasian perch, *Perca fluviatilis* L.: Effects on growth and on survival as a function of temperature. *Aquaculture* 277(3-4):282-286.

Padhye, A. D. & H. V. Ghate, 1992. Sodium chloride and potassium chloride tolerance of different stages of the frog, *Microhyla ornata*. *Herpetol J* 2:18-23.

Palladini, G., V. Margotta, A. Carolei & M.C. Hernandez, 1980. Dopamine agonist performance in *Planaria* after manganese treatment. *Experientia* 36(4):449-450.

Pandolfo, T. J., W. G. Cope, G. B. Young, J. W. Jones, D. Hua & S. F. Lingenfelser, 2012. Acute effects of road salts and associated cyanide compounds on the early life stages of the unionid mussl *Villosa iris*. *Environ Tox Chem* 31(8):1801-1806 doi:10.1002/etc.1876.

Panno, S. V., V. A. Nuzzo, K. Cartwright, B. R. Hensel & I. G. Krapac, 1999. Impact of urban development on the chemical composition of groundwater in a fen-wetland complex. *Wetlands* 19(1):236-245.

Paradis, E., 2008. *Effet de la salinité sur la compétition entre le roseau* (Phragmites australis) *et les quenouilles (*Typha *spp.)*. M.Sc. Thesis, Université de Montréal.

Paradise, T. A., 2009. *The Sublethal Salinity Tolerance of Selected Freshwater Macroinvertebrate Species*. Master thesis, RMIT University.

Parma, S. & B. P. M. Krebs, 1977. The distribution of chironomid larvae in relation to chloride concentration in a brackish water region of The Netherlands. *Hydrobiologia* 52:117-126.

Parsons, T. R., 1982. The new physical definition of salinity: biologists beware. *Limnol Oceanogr* 27:384-385.

Patrick, M. L. & T. J. Bradley, 2000. The physiology of salinity tolerance in lavae of two species of *Culex* mosquitoes: the role of compatible solutes. *J Exp Biol* 203:821-830.

Perkin, R. G. & E. L. Lewis, 1980. The practical salinity scale 1978: Fitting the data. *J Oceanic Eng* 5:9-16.

Perry, S. F., 1997. The chloride cell: Structure and function in the gills of freshwater fishes. *Ann Rev Physiol* 59:325-347.

Petranka, J. W. & E. J. Doyle, 2010. Effects of road salts on the composition of seasonal pond communities: can the use of road salts enhance mosquito recruitment? *Aquat Ecol* 44:155-166.

Pinder, A. M., S. A. Halse, J. M. McRae & R. J. Shiel, 2004. Aquatic invertebrate assemblages of wetlands and rivers in the wheatbelt region of Western Australia. *Records of the Western Australian Museum* Suppl 67:7-37.

Pinder, A. M., S. A. Halse, J. M. McRae & R. J. Shiel, 2005. Occurrence of aquatic invertebrates of the wheatbelt region of Western Australia in relation to salinity. *Hydrobiologia* 543:1-24.

Pinder, A. M., S. A. Halse, R. J. Shiel, D. J. Cale & J. M. McRae, 2002. Halophile aquatic invertebrates in the wheatbelt region of south-western Australia. *Verh Internat Ver Theor Angew Limn* 28:1687-1694.

Piscart, C., 2004. *Rôle de la salinité dans la dynamique et la régulation de la biodiversité des communautés de macroinvertébrés dulçaquicoles*. Thèse de doctorat : Sciences de la vie, Ecologie-Hydrobiologie animale, Université de Metz.

Piscart, C., B. Bergerot, P. Lafaille & P. Marmonier, 2010. Are amphipod invaders a threat to regional biodiversity? *Biol Inv* 12:853-863.

Piscart, C., B. J. Kefford & J.-N. Beisel, 2011. Are salinity tolerances of non-native macroinvertebrates in France an indicator of potential for their translocation in a new area? *Limnologica* 41:107-112.

Piscart, C., A. Lecerf, P. Usseglio-Polatera, J. C. Moreteau & J.-N. Beisel, 2005a. Biodiversity patterns along a salinity gradient: The case of net-spinning caddisflies. *Biodiv Conserv* 14:2235-2249.

Piscart, C., J.-C. Moreteau & J.-N. Beisel, 2005b. Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe River, France). *Hydrobiologia* 551(1):227-236.

Piscart, C., J.-C. Moreteau & J.-N. Beisel, 2006a. Monitoring changes in freshwater macroinvertebrate communities along a salinity gradient using artificial substrates. *Environ Monit Assessm* 116:529-542 doi:10.1007/s10661-006-7669-3.

Piscart, C., P. Usseglio-Polatera, J. C. Moreteau & J.-N. Beisel, 2006b. The role of salinity in the selection of biological traits of freshwater invertebrates. *Arch Hydrobiol* 166(2):185-198.

Pištěková, V., E. Voslářová & Z. Svobodová, 2005. Nitrite toxicity to *Danio rerio*: Effects of chloride concentrations during acclimatization and in toxicity tests. *Acta Vet Brno* 74:435-440.

Posthuma, L., G. W. Suter II & T. P. Traas, 2002. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press, 2003: 587 pp.

Potapova, M. & D. F. Charles, 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshw Biol* 48:1311-1328.

Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser, 2008a. *Erste Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen*. Typ 22: Marschengewässer.

Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser, 2008b. *Erste Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen*. Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse.

Pourriot, R. & T. W. Snell, 1993. Resting eggs in rotifers. *Hydrobiologia* 104:213-224.

Qui Deyi & Qin Kejing, 1993. Effect of salinity on standard metabolic rate of carp fingerlings. *J Dalian Fish College* 7(4):35-42.

QZV Ökologie OG. Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer, BGBl. II Nr. 99/2010.

Raat, A. J. P., 1988. *Synopsis of the Biological Data on the Northern Pike,* Esox lucius *Linnaeus, 1758*. 178 pp.

Rajaratnam, T., 2009. *Assessment of Long-term Changes in Water Quality from Halifax Region Lakes (Nova Scotia, Canda) Using Paleolimnological Techniques*. MSc, Queen's University.

Ramakrishna, D. M. & T. Viraraghavan, 2005. Environmental impact of chemical deicers – a review. *Water, Air Soil Poll* 166:49-63.

Rawson, D. S., 1955. Morphometry as a dominant factor in the productivity of large lakes. *Verh Internat Verein Limnol* 12:164-175.

Reed, J. M., 1996. The potential of diatoms, ostracods and other indicators for holocene palaeoclimate research in southern spanish salt lakes. *Limnetica* 12:25-39.

Reed, J. M., 1998. A diatom-conductivity transfer function for Spanish salt lakes. J Paleolimn 19:399-416.

Reed, P. & R. Evans, 1981. *Acute Toxicity of Chlorides, Sulfates, and Total Dissolved Solids to some Fishes in Illinois*. Illinois Environmental Protection Agency (SWS Contract Report 283), Peoria, Illinois, 50 pp.

Rejmánková, E. & J. Komárková, 2005. Response of cyanobacterial mats to nutrient and salinity changes. *Aquatic Botany* 83:87-107.

Remane, A. & C. Schlieper, 1971. *Biology of Brackish Water*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 2nd rev. ed., Stuttgart.

Richburg, J. A., W. A. I. Patterson & F. Lowenstein, 2001. Effects of road salt and *Phragmites australis* invasion on the vegetation of a western Massachusetts calcareous lake-basin fen. *Wetlands* 21:247-255.

Richtlinie 98/83/EG des Rates, 03.11.1998. *Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch*.

Riemann, F., 1966. Die interstitielle Fauna im Elbe-Aestuar. Verbreitung und Systematik. *Arch Hydr* Suppl. 31:1-279.

Riley, J. P., 1965. *Analytical Chemistry of Sea Water*. In Riley, J. P. & G. Skirrow (eds) *Chemical Oceanography*. Academic Press, London, 295-424.

Rimet, F., 2009. Benthic diatom assemblages and their correspondence with ecoregional classifications: case study of rivers in north-eastern France. *Hydrobiologia* 636(1):137-151 doi:10.1007/s10750-009-9943-1.

Rimmer, A., Y. Aota, M. Kumagai & W. Eckert, 2005. Chemical stratification in thermally stratified lakes: A chloride mass balance model. *Limnol Oceanogr* 50:147-157.

Rivera, V. R. & M. J. Perich, 1994. Effects of water quality on survival and reproduction of four species of planaria (Turbellaria: Tricladida). *Invertebrate Reproduction and Development* 25(1):1-7.

Rodstedth, M., C. Stahlberg, P. Sanden & G. Oberg, 2003. Chloride imbalances in soil lysimeters. *Chemosphere* 52:381-389 doi:10.1016/S0045-6535(03)00192-9.

Rolletschek, H. & T. Hartzendorf, 2000. Effects of salinity and convective rhizome ventilation on amino acid and carbohydrate patterns of *Phragmites australis* populations in the Neusiedler See region of Austria and Hungary. *New Phytol* 146:95-105.

Rosenberry, D. O., P. A. Bukaveckas, D. C. Buso, G. E. Likens, A. M. Shapiro & T. C. Winter, 1999. Movement of road salt to a small New Hampshire lake. *Water Air Soil Poll* 109:179-206.

Rösgen, C., J. Gerdsmeier & H. Greven, 1993. Die Wirkung zweier Streusalze auf Collembolengemeinschaften eines Wiesenbodens. *Pedobiologia* 37:107-120.

Rosicky, P., J. Kouril & I. Prikryl, 1987. The effect of the length of short-term exposure to NaCl on the tolerance of early common carp and silver carp fry to NaCl baths. *Bul Vyzk Ustav Ryb Hydrobiol Vodnany* 23(1):8-13.

Roux, M., S. Servant-Vildary & M. Servant, 1991. Inferred ionic composition and salinity of a Bolivian Quaternary lake, as estimated from fossil diatoms in the sediments. *Hydrobiolgia* 210:3-18.

Ruibal, R., 1959. The ecology of a brackish water population of *Rana pipiens*. *Copeia* 1959:315-322.

Rundle, S. D., M. J. Attrill & A. Arshad, 1998. Seasonality in macroinvertebrate community composition across a neglected ecological boundary, the freshwater-estuarine transition zone. *Aqu Ecol* 32:211-216.

Russell, R. W. & S. J. Collins, 2008. *Amphibians as Indicators of Disturbance in Forests: a Progress Report*. Nova Scotia Habitat Conservation Fund, Halifax, NS.

Rustige, K. H., C. H. Friedrich & H. Külzer, 1997. Distribution patterns of sessile ciliates in salt-polluted running waters systems. *Limnologica* 27:85-90.

Rutherford, J. C. & B. J. Kefford, 2005. *Effects of salinity on stream ecosystems: improving models for macroinvertebrates*. CSIRO Land and Water Technical Report 22/05. CSIRO Land and Water, Canberra, 64 pp.

Rutter, A. J. & A. R. Thompson, 1986. The salinity of motorway soils. III. Simulation of the effects of salt usage and rainfall on sodium and chloride concentrations in the soil of Central Reserves. *J Appl Ecol* 23(1):281-297.

Sadowski, E., 2001. *The Impacts of Chloride Concentrations on Wetlands and Amphibian Distribution in the Toronto Region*. Brandon University.

Salbrechter, M., 1991. *Die quantitative Beschreibung der Oligochaetenbiozönose im Benthos des Neusiedler Sees*. Universität Wien.

Samacá, W., undatiert. *Effects of Chloride Levels on Native and Invasive Aquatic Plants*. Unpubl. Ms

Santamaría, L., J. Balsa, B. Bidondo, A. Baltanás & C. Montes, 1992. Salinity tolerance of three ostracode species (Crustacea: Ostracoda) of Iberian saline lakes. *Hydrobiologia* 246:89-98.

Sanzo, D. & S. J. Hecnar, 2006. Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environ Pollut* 140(2):247-256.

Särkkä, J., L. Levonen & J. Mäkelä, 1997. Meiofauna of springs in Finland in relation to environmental factors. *Hydrobiologia* 347:139-150.

Savage, A. A., 1971. The Corixidae of some inland saline lakes in Cheshire, England. *Entomologist* 104:331-344.

Savage, A. A., 1982. The survival and growth of *Gammarus tigrinus* Sexton (Crustacea:Amphipoda) in relation to salinity and temperature. *Hydrobiologia* 94:201-212.

Sayım, F., E. Baskale, D. Tarkhnishvili & U. Kaya, 2009. Some water chemistry parameters of breeding habitats of the Caucasian salamander, *Mertensiella caucasica* in the Western Lesser Caucasus. *Comptes Rendus Biologies* 332:464-469.

Schäfer, R. B., B. J. Kefford, L. Metzeling, M. Liess, S. Burgert, R. Marchant, V. Pettigrove, P. Goonan & D. Nugegoda, 2011. A trait database of stream invertebrates for the ecological risk assessment of single and combined effects of salinity and pesticides in South-East Australia. *STOTEN* 409(11):2055-2063 doi:10.1016/j.scitotenv.2011.01.053.

Schäfer, R. B., M. Bundschuh, D. A. Rouch, E. Szöcs, P. C. von der Ohe, V. Pettigrove, R. Schulz, D. Nugegoda & B. J. Kefford, 2012. Effects of pesticide toxicity, salinity and other environmental variables on selected ecosystem functions in streams and the relevance for ecosystem services. STOTEN 415:69-78.

Schagerl, M., 2006. *Algen und submerse Wasserpflanzen*. In Wolfram, G., *et al.* (eds) *Salzlebensräume in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 71-76.

Schagerl, M. & G. Wolfram, 2006. *Der Chemismus der Salzgewässer*. In Wolfram, G., *et al.* (eds) *Salzlebensräume in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 71-76.

Schaller, F., 1949. Osmoregulation und Wasserhaushalt der Larve von *Corethra plumicormis*, mit besonderer Berucksichtigung der Vorgänge am Darmkanal. *Z vergl Physiol* 31:684-695.

Schaumburg, J. *et al.*, 2005. *Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos – Fließgewässer- und Seen-Bewertung in Deutschland nach EG-WRRL*. Informationsbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 1/05:245 pp.

Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer, A. Vogel & A. Gutowski, 2012. *Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EGWasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos – Phylib*. Bayerisches Landesamt für Umwelt.

Schay, G., W. Wimmer, H. Blatterer, H.-P. Grasser & A. Lindinger, 2010. *Seenaufsicht in Oberösterreich*. Amt der OÖ. Landesregierung, Gewässerschutzbericht 43, Linz, 287 pp.

Schiemer, F., 1978. Verteilung und Systematik der freilebenden Nematoden des Neusiedlersees. *Hydrobiologia* 58(2):167-194.

Schiemer, F. & M. Prosser, 1976. Distribution and biomass of submerged macrophytes in Neusiedlersee. *Aqu Bot* 2:289-307.

Schöfer, W., 1979. Untersuchungen zur Fortpflanzungsfähigkeit der Plötze (Rutilus rutilus L.) im Brackwasser [Investigation of the capability of roach (*Rutilus rutilus* L.) to reproduce in brackish water]. *Arch Hydrobiol* 86:371-395.

Schofield, P. J., M. E. Brown & P. F. Fuller, 2006. Salinity tolerance of goldfish, *Carassius auratus*, a non-native fish in the United States. *Florida Sci* 69:258-268.

Schönberger, M., 2000. *Planktische Ciliaten und Metazooplankton im Neusiedler See – Vergleich zwischen dem trüben offenen See und einem Schilfweiher*. Diss. Univ. Wien.

Schönborn, W., 1992. *Fließgewässerbiologie*. Gustav-Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.

Schulz, C.-J., 2011. Salinisation of running waters. *Limnologica* 41:79 doi:10.1016/j.limno.2011.01.003.

Schutten, J., J. A. Velden & H. Smit, 1994. Submerged macrophytes in the recently freshened lake system Volkerak-Zoom (The Netherlands), 1987–1991. *Hydrobiologia* 275-276(1):207-218 doi:10.1007/bf00026712.

Schweiger, M., A. Prader & S. Wildt, 2005. *Entsorgung von Oberflächenwässern*. Amt der Tiroler Landesregierung, Sachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Innsbruck.

Schweiwiller, E., U. Ochsenbein, P. R. Kaufmann & M. Rudin, 2008. Schadstoffabschwemmungen am Beispiel von Hochleistungsstrassen. *gwa* 7/2008:539-546.

Scudder, G. G. E., 1976. *Water-boatmen of Saline Waters (Hemiptera: Corixidae)*. In Cheng, L. (ed) *Marine Insects*. North-Holland Publ. Comp., Amsterdam – Oxford, 263-289.

Scudder, G. G. E., 1983. A review of factors governing the distribution of two closely related corixids in the saline lakes of British Columbia. *Hydrobiologia* 105:143-154.

Scudder, G. G. E., M. S. Jarial & S. K. Choy, 1972. Osmotic and ionic balance in two species of *Cenocorixa* (Hemiptera). *J Insect Physiol* 18:883-895.

Secor, D. H., T. E. Gunderson & K. Karlsson, 2000. Effect of temperature and salinity on growth performance in anadromous (Chesapeake Bay) and nonanadromous (Santee-Cooper) strains of striped bass *Morone saxatilis*. *Copeia* 2000:291-296.

Sereda, J., M. Bogard, J. Hudson, D. Helps & T. Dessouki, 2011. Climate warming and the onset of salinization: Rapid changes in the limnology of two northern plains lakes. *Limnologica* 41:1-9.

Servant-Vildary, S. & M. Roux, 1990. Multivariate analysis of diatoms and water chemistry in Bolivian saline lakes. *Hydrobiolgia* 197:267-290.

SETAC, 2004. *Technical Issue Paper: Whole Effluent Toxicity Testing: Ion Imbalancing*. SETAC, Pensacola FL, USA, 4 pp.

Seys, J., M. Vincx & P. Meire, 1999. Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). *Hydrobiologia* 406:119-132.

Shanley, J. B., 1994. Effects of ion exchange on stream solute fluxes in a basin receiving highway deicing salts. *J Environ Quality* 23:974-986.

Sharp, J. H. & C. H. Culberson, 1982. The physical definition of salinity: a chemical evaluation. *Limnol Oceanogr* 27:385-387.

Shaw, I., 1955a. The permeability and structure of the cuticle of the aquatic larvae *Sialis lutaria*. *J Exp Biol* 32:330-352.

Shaw, J., 1955b. Ionic regulation and water balance in the aquatic larva of *Sialis lutaria*. *J Exp Biol* 32:353-382.

Short, T. M., J. A. Black & W. J. Birge, 1991. Ecology of a saline stream: community responses to spatial gradients of environmental conditions. *Hydrobiologia* 226:167-178.

Siegel, L., 2007. *Hazard Identification for Human and Ecological Effects of Sodium Chloride Road Salt*. State of New Hampshire, Department of Environmental Services, Water Division, Watershed Management Bureau.

Sillero, N. & R. Ribeiro, 2010. Reproduction of *Pelophylax perezi* in brackish water in Porto (Portugal). *Herpetology Notes* 3:337-340.

Silva, E. I. L. & R. W. Davies, 1999. The effects of simulated irrigation induced changes in salinity on metabolism of lotic biota. *Hydrobiologia* 416:193-202.

Silver, P., S. M. Rupprecht & M. F. Stauffer, 2009. Temperature-dependent effects of road deicing salt on chironomid larvae. *Wetlands* 29(3):942-951 doi:http://dx.doi.org/10.1672/08-212.1.

Simpson, K. W., 1976. *Shore flies and brine flies (Diptera: Ephydridae)*. In Cheng, L. (ed) *Marine Insects*. North-Holland Publ. Comp., Amsterdam – Oxford, 465-496.

Simonsen, R., 1962. Untersuchungen zur Systematik und Ökologie der Bodendiatomeen der westlichen Ostsee. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol./Systematische Beihefte* 1:1-144.

Sinsch, U., 1988. *Biologie und Ökologie der Kreuzkröte*, Bochum (Laurenti), 222 pp.

Sinsch, U., R. Seine & N. Sherif, 1992. Seasonal changes in the tolerance of osmotic stress in natterjack toads (*Bufo calamita*). *Comp Biochem Physiol Comp Physiol* 101(2):353-360.

Sivertsen, Å., 2010. *Reporting of the Road Salt Consumption Winter 2009/2010* (in Norwegian). Technology Department, Norwegian Public Roads Administration, Oslo.

Skinner, R., F. Sheldon & K. F. Walker, 2001. Animal propagules in dry wetland sediments as indicators of ecological health : effects of salinity. *Reg Riv, Res & Manag* 17:191-197.

Slaughter, A. R., C. G. Palmer & W. J. Muller, 2004. The refinement of protective salinity guidelines for South African Freshwater resources. In: Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference, Cape Town, South Africa, 2-6 May 2004. *Document Transformation Technologies* p330-333.

Slowakische Regierungsverordnung, 269/2010. *Predpis č. 269/2010 Z. z.Nariadenie vlády Slovenskej republiky, ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd* (http://www.zakonypreludi.sk/zz/2010-269).

Smith, M. J., E. S. G. Schreiber, M. P. Scroggie, M. Kohout, K. Ough, J. Potts, R. Lennie, D. Turnbull, C. Jin & T. Clancy, 2007. Associations between anuran tadpoles and salinity in a

landscape mosaic of wetlands impacted by secondary salinisation. *Freshw Biol* 52(75-84) doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01672.x.

Snell, T. W., B. D. Moffat, C. Janssen & G. Persoone, 1991. Acute toxicity tests using rotifers. IV. Effects of cyst age, temperature and salinity on the sensitivity of *Brachionus calyciflorus*. *Ecotox environ safety* 21:308-317.

Soleng, A. & T. A. Bakke, Salinity tolerance of *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea): laboratory studies. *Can J Fish Aquat Sci* 54:1837-1845.

Somero, G. N. & P. H. Yancey, 1997. *Osmolytes and Cellvolume Regulation: Physiological and Evolutionary Principles*. In Hoffman, J. F. & J. D. Jamieson (eds) *The Handbook of Physiology*; Section 14, Cell Physiology (American Physiological Society). Oxford University Press, New York, 441-484.

Spellerberg, I. A. N., 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography* 7(5):317-333 doi:10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x.

Stanley, R. A., 1974. Toxicity of heavy metals and salts to Eurasian milfoil (*Myriophyllum spicatum* L.). *Arch Environ Contam Toxicol* 2(4):331-341.

Steiner, M., P. Goosse, F. Rutz, R. Brodmann & A. Pazeller, 2010. *Strassenabwasserbehandlungsverfahren – Stand der Technik*. Dokumentation ASTRA 88002, Bern 130 pp.

Stekoll, M., W. Smoker, I. Wang & B. Failor, 2003. Salmon as a bioassay model of effects of total dissolved solids. Final report for ASTF grant #98-1-012, Juneau, Alaska, University of Alaska – Fairbanks, 87 pp.

Stobbart, R. H. & J. Shaw, 1974. *Salt and water balance: excretion*. In Rockstein, M. (ed) *The physiology of Insecta*. Academic Press, New York, 362-446.

Stone, M., M. B. Emelko, J. Marsalek, J. S. Price, D. L. Rudolph, H. Saini & S. L. Tighe, 2010. *Assessing the efficiacy of current road salt managament programs*. Ontario Ministry of the Environment, Waterloo.

Stoss, J., 1984. Befruchtung von Forelleneiern: der Einfluß von beschädigten Eiern auf das Befruchtungsergebnis. *Fischer und Teichwirt*:269-270.

Stundner, W., K. Atanasoff, M. Kühnert, M.-F. Klenner, W. Bergthaler & B. Lindner, 2011. *Leitfaden Versickerung chloridbelasteter Straßenwässer*. Anhang 2 Fachbeiträge. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien, 67 pp.

Sturm, F., 2012. *Richtschnur zur ordnungsgemäßen Verbringung von Oberflächenwässern für das Bundesland Kärnten*. Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 15 Umweltschutz und Technik, Klagenfurt.

Sullivan, P. A., K. V. Hoff & S. D. Hillyard, 2000. Effects of anion substitution on hydration behavior and water uptake of the red-spotted toad, *Bufo punctatus*: is there an anion paradox in amphibian skin? *Chemical Senses* 25:167-172.

Sutcliffe, D. W., 1961. Studies on salt and water balance in caddis larvae (Trichoptera): I. Osmotic and ionic regulation of body fluids in *Limnephilus affinis* Curtis. *J Exp Biol* 38:501-519.

Sutcliffe, D. W., 1974. Sodium regulation and adaptation to freshwater in the isopod genus *Asellus*. *J Exp Biol* 61:719-736.

Swanson, S. M. & U. T. Hammer, 1983. Production of *Cricotopus ornatus* (Meigen) (Diptera: Chironomidae) in Waldsea Lake, Saskatchewan. *Hydrobiologia* 105:155-164.

Sylvestre, F., S. Servant-Vildary & M. Roux, 2001. Diatom-based ionic concentration and salinity models from the south Bolivian Altiplano (15–23°S). *J Paleolimn* 25:279-295.

Taraldsen, J. E. & T. J. Norberg-King, 1990. New method for determining effluent toxicity using duckweed *(Lemna minor) Environ Toxicol Chem* 9:761-767.

Taylor, L. C., 1992. *The Response of Spring-dwelling Ostracodes to Intra-regional Differences in Groundwater Chemistry Associated with Road-salting Practices in Southern Ontario: a test using an urban-rural transect*. M.Sc., University of Toronto.

Teschner, M., 1995. Effects of salinity on the life history and fitness of Daphnia magna: variability within and between populations. *Hydrobiologia* 307:33-41.

Thiel, R., 1997. *Fischlarven und Jungfische in Werra, Ober- und Mittelweser*. Abschlußbericht im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Henstedt-Ulzburg, 42 pp.

Thompson, A. S. & A. J. Rutter, 1986. The salinity of motorway soils. IV. Effects of sodium chloride on some native British shrub species, and the possibility of establishing shrubs on the central reserves of motorways. *J Appl Ecol* 23(1):299-315.

Thompson, J. R., A. J. Rutter & P. S. Ridout, 1986a. The salinity of motorway soils. I. Variation in time and between regions in the salinity of soils on Central Reserves. *J Appl Ecol* 23(1):251-267.

Thompson, J. R., A. J. Rutter & P. S. Ridout, 1986b. Salinity of motorway soils. II. Distance from the carriageway and other sources of local variation in salinity. *J Appl Ecol* 23(1):269-280.

Thornton, K. W. & J. R. Sauer, 1972. Physiological effects of NaCl on *Chironomus attenuatus* (Diptera: Chironomidae). *Annals Entomol Soc Am* 65:872-875.

Thunqvist, E. L., 2003a. *Estimating Chloride Concentration in Surface Water and Groundwater Due to Deicing Salt Application*. PhD thesis, Department of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology.

Thunqvist, E. L., 2003b. Increased chloride concentration in a lake due to deicing salt application. *Water Science and Technology* 48:51-59.

Thunqvist, E. L., 2004. Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. *STOTEN* 325:29-37.

Timm, T. E., 1965. On oligochaetes from water bodies of Estonian SSR. *Izv Akad Nauk EstSSR* 14:36-48.

Timms, B. V., 1981. Animal communities in three Victorian lakes of differing salinity. *Hydrobiologia* 81:181-193.

Tomasso, J. R., B. A. Simco & K. B. Davis, 1979. Chloride inhibition of nitrite-induced methemoglobinemia in channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *J Fish Res Bd Can* 36:1141-1144.

Toruan, R. L., 2012. Zooplankton community emerging from fresh and saline wetlands. Ecohydrology *Hydrobiology* 12(1):53-63.

Torrisi, M. C., A. Dell'Uomo & L. Ector, 2008. Assessment of quality of the Apennine rivers (Italy) using the diatom indices: the River Foglia. *Cryptogamie Algologie* 29:45-61.

Touvenot, L. 2009. *Impact de la salinisation des eaux sur le dynamique de colonisation des espèces exotiques végétales aquatiques exotiques*. Rapport de Master 2 recherche aménagement-environnement spécialité écotoxicité & biodiversité. 40 pp.

Trama, F. B., 1954. The acute toxicity of some common salts of sodium, potassium, and calcium to the common bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Proc Acad Nat Sci Phil* 196:185.

Treherne, J. E., 1954. Osmotic regulation in the larvae of *Helodes* (Coleoptera-Helodidae). *Trans R Ent Soc Lond* 105:117-130.

TrinkwV, 2001. *Trinkwasserverordnung* – TWV, BGBl. II Nr. 304/2001 in der geltenden Fassung, Novelle vom 06.12.2011 (BGBl. I Nr. 61).

Trombulak, S. C. & C. A. Frissell, 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1):18-30 doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.

Tschechische Regierungsverordnung, Nr. 23/2011. Slg. vom 17. Februar 2011, durch welche die Regierungsverordnung Nr. 61/2003 Slg. vom 28. Februar 2003 über die Kennzahlen und Werte zulässiger Verschmutzung von Oberflächengewässern und Abwässern und über die Erfordernisse der Bewilligung von Abwassereinleitungen in Oberflächengewässer und Kanalisationen, sowie über sensible Gebiete in der Fassung der Regierungsverordnung Nr. 229/2007 Slg. vom 18. Juli 2007 geändert wurde [NAŘÍZENÍ VLÁDY ze dne 22. prosince 2010, kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do

kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb.- Sbírka zákonů č. 23/2011 Částka 8, str. 186–262.].

Tsintsadze, Z. A., 1991. Adaptational capabilities of various size-age groups of rainbow trout in relation to gradual changes of salinity. *J Ichthyol* 31:31-38.

Tuchman, M. L., E. F. Stoermer & H. J. Carney, 1984. Effects of increased salinity on the diatom assemblage in Fonda Lake, Michigan. *Hydrobiologia* 109:179-188.

Tunner, H. & M. T. Dobrowsky, 1976. Zur morphologischen, serologischen und enzymologischen Differenzierung von *Rana lessonae* und der hybridogenetischen *Rana esculenta* aus dem Seewinkel und dem Neusiedler See (Österreich, Burgenland). *Zoologischer Anzeiger*, Jena 197(1-2):6-22.

Turtle, S. L., 2000. Embryonic survivorship of the spotted salamander (*Ambystoma maculatum*) in roadside and woodland vernal pools in southeastern New Hampshire. *J Herp* 34:60-67.

UBA, 1999. Presseinformation Nr. 2/99 vom 13.01.1999. Umweltbundesamt, Berlin.

Uchida, K., T. Kaneko, H. Miyazaki, S. Hasegawa & T. Hiran, 2000. Excellent salinity tolerance of Mozambique tilapia (*Oreochromis mossambicus*): Elevated chloride cell activity in the Bbranchial and opercular epithelia of the fish adapted to concentrated seawater. *Zoological Science* 17(2):149-160 doi:http://dx.doi.org/10.2108/zsj.17.149.

Uchida, K., T. Kaneko, A. Yamaguchi, T. Ogasawara & T. Hirano, 1997. Reduced hypoosmoregulatory ability and alteration in gill chlo-ride cell distribution in mature chum salmon (*Oncorhynchus keta*) migrating upstream for spawning. *Mar Biol 129*:247-253.

Unterköfler, J., M. Gregori, C. Scholler, C. Kuhn & W. Pistecky, 2009. *Auswirkungen der Salzstreuung auf Boden und Grundwasser*. BMVIT, Wien, 167 pp.

USEPA, 1988. *Ambient Water Quality Criteria for Chloride*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA 440/5-88-001, Washington, DC.

USEPA, 2013. *Secondary Drinking Water Regulations: guidance for nuisance chemicals*. In. http://water.epa.gov/drink/contaminants/secondarystandards.cfm Accessed 22.03.2013.

USEPA-DB, 2012. ECOTOXicology Database System. U.S. Environmental Protection Agency

Van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam, 1994. A coded checklist and ecological indicators values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Neth J Aqu Ecol* 28:117-133.

Van den Brink, F. W. B. & G. van der Velde, 1993. Growth and morphology of four freshwater macrophytes under the impact of the raised salinity level of the Lower Rhine. *Aquat Bot* 45(4):285-297.

Van Katwijk, M. M. & J. G. M. Roelofs, 1988. *Vegetaties van waterplanten in relatie tot het milieu*. Catholic University Nijmegen, The Netherlands.

Varga, I. & A. Berczik, 2001. Macroinvertebrate communities in reed litter. *Verh Internat Ver Theor Angew Limn* 27:3566-3569.

Venice System, 1958. Symposium on the classification of brackish water. *Oikos* 9:311-312.

Vetemaa, M. & T. Saat, 1996. Effects of salinity on the development of fresh-water and brackish-water ruffe *Gymnocephalus cernuus* (L.) empryos. *Ann Zool Fennici* 33:687-691.

Victoria, C. J., B. S. Wilkerson, R. J. Klaudia & E. S. Perry, 1992. Salinity tolerance of yellow perch eggs and larvae from coastal plain stream population in Maryland, with comparison to a Pennsylvania lake population. *Copeia* 3:859-865.

Viertel, B., 1999. Salt tolerance of *Rana temporaria*: spawning site selection and survival during embryonic development (Amphibia, Anura). *Amphibia-Reptilia* 20:161-171.

Viskari, E. & L. Karenlampi, 2000. Roadside Scots pine as an indicator of deicing salt use – a comparative study from two consecutive winters. *Water Air Soil Poll* 122:405-419.

Von der Ohe, P. C., E. de Deckere, A. Prüß, I. Muñoz, G. Wolfram, M. Villagrasa, A. Ginebreda, M. Hein & W. Brack, 2009. Toward an integrated assessment of the ecological and chemical status of European river basins. *Integrated Environ Assess Manag* 5:50-61.

Vosylienė, M. Z., P. Baltrėnas & A. Kazlauskienė, 2006. Toxicity of road maintenance salts to rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Ekologija* 2:15-20.

Wagner, F. & J. Arle, 2009. *Der ökologische Zustand des Makrozoobenthos der Mittleren und Unteren Werra und seine Haupteinflussfaktoren*. Studie i.A. des Büros am Fluss Lebendige Weser e.V., Jena, 66 pp.

Wallen, I. E., W. C. Greer & R. Lasater, 1957. Toxicity to *Gambusia affinis* of certain pure chemicals in turbid waters. *The Environmental Future* 29:695.

Wang, J.-Q., H. Lui, H. Po & L. Fan, 1997. Influence of salinity on food consumption, growth and energy conversion efficiency of common carp (*Cyprinus carpio*) fingerlings. *Aquaculture* 148:115-124.

Wang, J. S., P. M. Huang, W. K. Liak & U. T. Hammer, 1991. Kinetics of the desorption of mercury from selected freshwater sediments as influenced by chloride. *Water Air Soil Poll* 56:533-542.

Wang, Y. B., W. J. Zhang, W. F. Li & Z. R. Xu, 2006. Acute toxicity of nitrite on tilapia (*Oreochromis niloticus*) at different external chloride concentrations. *Fish Physiol Biochem* 32:49-54.

Warren, L. A. & A. P. Zimmerman, 1994. The influence of temperature and NaCl on cadmium, copper and zinc partitioning among suspended particulate and dissolved phases in an urban river. *Water Res* 28:1921-1931.

Waterkeyn, A., P. Grillas, B. Vanschoenwinkel & L. Brendonck, 2008. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshw Biol* 53:1808-1822 doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02005.x.

Weber, H. E., 1987. Das Dänische Löffelkraut (*Cochlearia danica* L.) dringt neuerdings ins Binnenland vor. *Natur und Heimat* 47(3):81-86.

Weber-Scannell, P. K. & L. K. Duffy, 2007. Effects of total dissolved solids on aquatic organisms: a review of literature and recommendation for salmonid species. *Am J Environ Sci* 3(1):1-6.

Wegner, W. & M. Yaggi, 2001. *Environmental impacts of road salt and alternatives in the New York City watershed.* Stormwater – Features. Unpubl. Report.

Whatmore, A. M., J. A. Chudek & R. H. Reed, 1990. The effects of osmotic shock on the intracellular solute pools of *Bacillus subtilis*. *J Gen Microbiol* 136:2527-2535.

WHO (World Health Organisation), 1996. *Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality: Sodium in Drinking-water*. WHO, Geneva.

WHO (World Health Organization), 1979. *Sodium, Chlorides and Conductivity in Drinking Water*. WHO Regional Office for Europe (EURO Reports and Studies No. 2), Copenhagen.

WHO (World Health Organization), 2003. *Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality: Chloride in Drinking-water*. World Health Organization.

Wichard, W., 1975. Zur osmoregulatorischen Anpassung von Wasserinsekten im Neusiedlersee-Gebiet. *Nachrbl Bayr Ent* 24(5):81-87.

Wigglesworth, V. B., 1933a. The effect of salts on the anal gills of the mosquito larva. *J Exp Biol* 10:1-14.

Wigglesworth, V. B., 1933b. The function of the anal gills of the mosquito larva. *J Exp Biol* 10:16-26.

Wijte, A. H. B. & J. L. Gallagher, 1996. Effects of oxygen availability and salinity on early life history stages of salt marsh plants. I. Different germination strategies of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* (Poaceae). *Am J Bot* 83:1337-1342.

Wike, K., S. Haaland, S. Turtumøygard & N.-O. Kitterødm, 2012. *Spatial Vulnerability Assessment for Road Deicing Salt on Surface Water using GIS*. Unpubl. Report.

Wilcox, D. A., 1986a. The effects of deicing salts on vegetation in Pinhook Bog, Indiana. *Can J Bot* 64:865-874.

Wilcox, D. A., 1986b. The effects of deicing salts on water chemistry in Pinhook Bog, Indiana. *Water Res Bull* 22:57-65.

Williams, D. D. & N. E. Williams, 1998a. Aquatic insects in an estuarine environment – densities, distribution and salinity tolerance. *Freshw Biol* 39(3):411-421.

Williams, D. D. & N. E. Williams, 1998b. Seasonal variation, export dynamics and consumption of freshwater invertebrates in an estuarine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46:393-410.

Williams, D. D., N. E. Williams & Y. Cao, 1997. Spatial differences in macroinvertebrate community structure in springs in southeastern Ontario in relation to their chemical and physical environments. *Can J Zool* 75:1404-1414.

Williams, D. D., N. E. Williams & Y. Cao, 1999. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Res* 34(1):127-138.

Williams, W. D., 1987. Salinization of rivers and streams: an important environmental hazard. *AMBIO* 16(4):180-185.

Williams, W. D., A. J. Boulton & R. G. Taaffe, 1990. Salinity as a determinant of salt lake fauna: a question of scale. *Hydrobiologia* 197:257-266.

Winkler, J. D. & G. Forte, 2011. The effects of road salt on larval life history traits and behavior in *Rana temporaria*. *Amphibia-Reptilia* 32:527-532.

Winston, R. J., F. W. Hunt & W. T. Pluer, 2012. *Road salt and its effects on amphibians: a concern for North Carolina?* Technical Assistance No. TA-2012-05, North Carolina Department of Transportation

Wolf, C. & G. Giuliani, 2009. *Auftaumittel im Porengrundwasser – Ermittlung von Auftaumittelfrachten und Evaluierung bestehender Rechenansätze im Nahbereich übergeordneter Straßennetze am Beispiel des Grundwasserfeldes im Abstrom der A3 bei Guntramsdorf*. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien, 74 pp.

Wolfram, G., 1996a. Distribution and production of chironomids (Diptera: Chironomidae) in a shallow, alkaline lake (Neusiedler See, Austria). *Hydrobiologia* 318(1-2):103-115.

Wolfram, G., 1996b. A faunistic review of the chironomids of Neusiedler See (Austria) with the description of a new pupal exuviae. *Ann Naturhist Mus Wien* 98B:513-523.

Wolfram, G., 2006a. *Bedeutung und Vorkommen von Salzlebensräumen*. In Wolfram, G., *et al.* (eds) Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 13-26.

Wolfram, G., 2006b. *Die Tierwelt der Salzgewässer*. In Wolfram, G., *et al.* (eds) *Salzlebensräume in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 88-107.

Wolfram, G. & A. Herzig, 2013. Nährstoffbilanz Neusiedler See. Wiener Mitteilungen 228:317-338.

Wolfram, G. & K. Donabaum, 2010. *Leitfaden zur typspezfiischen Bewertung gemäß WRRL – Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Seen*. Vs. 02. BMLFUW, Wien, 54 pp.

Wolfram, G., K. Donabaum & A. Munteanu, 2007a. *Limnologische Bewertung der Einleitung von Thermalwässern in die Feistritz*. Studie i.A. von Weideverein Ramsargebiet Lafnitztal, Wien.

Wolfram, G., K. Donabaum, M. Schagerl & V. A. Kowarc, 1999. The zoobenthic community of shallow salt pans in Austria – preliminary results on phenology and the impact of salinity on benthic invertebrates. *Hydrobiologia* 408/409:193-202.

Wolfram, G., M. Großschartner, M. Schagerl & K. Donabaum, 2007b. *Die benthische Lebensgemeinschaft der Salzlacken des Seewinkels. Teil 2: Biologie: Diversität und räumlich-zeitliche Verteilung*. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel (Projekt: „Untersuchung der räumlichen und zeitlichen Verteilung benthischer Evertebraten in den Salzlacken des Seewinkels und ihre Rolle als Nahrungsgrundlage für Wasservögel“), Wien, 54 pp.

Wolfram, G., S. Höss, O. Orendt, C. Schmitt, Z. Adámek, N. Bandow, M. Großschartner, J. V. K. Kukkonen, V. Leloup, J. C. López Doval, I. Muñoz, W. Traunspurger, A. Tuikka, C. van Liefferinge, P. von der Ohe & E. de Deckere, 2012. Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European rivers using a weight-of-evidence approach. *STOTEN* 438:498-509 doi:10.1016/j.scitotenv.2012.07.065.

Wolfram, G, R. Niedermayr & K. Donabaum, 2010. *Bewertung des ökologischen Zustandes von 5 Seen in Oberösterreich anhand des Biologischen Qualitätselements Phytoplankton im Rahmen der GZÜV 2009*. Studie i.A. des Amts der OÖ Landesregierung. Wien – Linz, 120 pp.

Wolfram, G., M. Schagerl, K. Donabaum & P. Riedler, 2004. *Die benthische Lebensgemeinschaft der Salzlacken des Seewinkels. Teil 1: Abiotische Charakterisierung*. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel (Projekt: „Untersuchung der räumlichen und zeitlichen Verteilung benthischer Evertebraten in den Salzlacken des Seewinkels und ihre Rolle als Nahrungsgrundlage für Wasservögel"), Wien, 107 pp.

Wolfram, G., K. P. Zulka, R. Albert, J. Danihelka, E. Eder, W. Fröhlich, T. Holzer, W. E. Holzinger, H.-J. Huber, I. Korner, A. Lang, K. Mazzucco, N. Milasowszky, I. Oberleitner, W. Rabitsch, N. Sauberer, M. Schagerl, B. C. Schlick-Steiner, F. M. Steiner & K.-H. Steiner, 2006. *Salzlebensräume in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 216 pp.

Wollheim, W. M. & J. R. Lovvorn, 1996. Effects of macrophyte growth forms on invertebrate communities in saline lakes of the Wyoming High Plains. *Hydrobiologia* 323:83-96.

Wood, C. M. & D. J. Randall, 1973. Sodium balance in the rainbow trout (*Salmo gairdneri*) during extended exercise. *J Comp Physiol* 82:235-256.

Wright, T., J. Tomlinson, T. Schueler, K. Cappiella, A. Kitchell & D. Hirschman, 2006. *Direct and indirect impacts of urbanization on wetland quality*. Wetlands & Watersheds Article #1, prepared for Office of Wetlands, Oceans and Watersheds, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Wurtz, C. B. & C. H. Bridges, 1961. Preliminary results from macro-invertebrate bioassays. *Proc Pa Acad Sci* 35:51-56.

Yanbo, W., Z. Wenju, L. Weifen & X. Zirong, 2006. Acute toxicity of nitrite on tilapia (*Oreochromis niloticus*) at different external chloride concentrations. *Fish Physiol Biochem* 32:49–54 doi:10.1007/s10695-005-5744-2.

Yilmaz, D. D., 2007. Effects of salinity on growth and nickel accumulation Ccapacity of *Lemna gibba* (Lemnaceae). *J Hazard Mater* 147(1-2):74-77.

Yin, Y., W. Geiger & K. Martens, 1999. Effects of genotype and environment on phenotypic variability in *Limnocythere inopinata* (Crustacea: Ostracoda). *Hydrobiologia* 400:85-114.

Young, J. P., A. PRallings, P. M. Rutherford & A. L. Booth, 2011. The effect of NaCl and CMA on the Growth and Morphology of *Arctostaphylos uva-ursi* (Kinnikinnick). *J Bot* 2012:8 doi:10.1155/2012/789879.

Zalizniak, L., B. J. Kefford & D. Nugegoda, 2006. Is all salinity the same? I. The effect of ionic compositions on the salinity tolerance of five species of freshwater invertebrates. *Mar Freshwater Res* 57:75-82.

Zalizniak, L., B. J. Kefford & D. Nugegoda, 2007. Effects of different ionic compositions on survival and growth of *Physa acuta*. *Aquat Ecol* 43:135-144 doi:10.1007/s10452-007-9144-9.

Zalizniak, L., B. J. Kefford & D. Nugegoda, 2009. Effects of pH on salinity tolerance of selected freshwater invertebrates. *Aquat Ecol* 43:135-144 doi:10.1007/s10452-007-9148-5.

Zedler, J. B. & S. Kercher, 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23(5):431-452.

Zerbst-Boroffka, I., 1984. *Homeostatic Function of Integument and Nephridia in Annelids*. In Pequeux, A., R. Gilles & L. Bolis (eds) *Osmoregulation in Estuarine and Marine Animals*. Springer-Verlag, Taormina, Italy, 3-15.

Zerbst-Boroffka, I. & A. Wenning, 1986. Mechanisms of regulatory salt and water excretion in the leech, *Hirudo medicinalis* L. *Zool Beitr* 30:359-377.

Ziemann, H., 1971. Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. *Limnologica* 8:505-525.

Ziemann, H., 1982. *Biologische Wirkung des Salzgehaltes*. In Breitig, G. & W. von Tümpling (eds) *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung* II. pp. 108-114.

Ziemann, H., 1997. The influence of different ion ratios on the biological effect of salinity in running waters of Thuringia (Germany). *Limnologica* 27:19-28.

Ziemann, H., L. Kies & C. J. Schulz, 2001. Desalinization of running waters III. Changes in the structure of diatom assemblages caused by a decreasing salt load and changing ion spectra in the river Wipper (Thuringia, Germany). *Limnologica* 31:257-280.

Ziemann, H., E. Nolting & K. H. Rustige, 1999. *Bestimmung des Halobienindex*. In von Tümpling, W. & G. Friedrich (eds) *Biologische Gewässeruntersuchung Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung* 2. pp. 309-313.

Ziemann, H. & C.-J. Schulz, 2011. Methods for biological assessment of salt-loaded running waters fundamentals, current positions and perspectives. *Limnologica* 41:90-95.

Zimmermann-Timm, H., 2007. *Salinisation of Inland Waters*, chapter 2. In Lozan, J., H. Grassl, P. Hupfer, L. Menzel & C. Schönwiese (eds) *Water Uses and Human Impacts on the Water Budget*. Verlag Wissenschaftliche Auswertungen/GEO 2007, Hamburg, pp. 133-136.

Zinabu, G.-M., L. J. Chapman & C. A. Chapman, 2002. Conductivity as a predictor of a total cations and salinity in Ethiopian lakes and rivers: revisiting earlier models. *Limnologica* 32:21-26.

Zoeteman, B. C. J., 1980. *Sensory Assessment of Water Quality*. Pergamon Press, New York, NY.

MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH