Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Klima- und Umweltschutz,
Regionen und Wasserwirtschaft

Aktualisierung der Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe

Endbericht



Impressum

Medieninhaber, Verleger und Herausgeber:
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien
Autorinnen und Autoren: Marianne Bertine Broer, Oliver Gabriel, Laura-Ainhoa Prischl, Thomas Rosmann, Nikolaus Weber, Leah Zimmermann, Matthias Zessner
Fotonachweis: © E. Stadler, Umweltbundesamt
Wien, 2026.

Copyright und Haftung:
Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.
Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums und der Autorin / des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin / des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Inhalt

Zusammenfassung 6

Summary 16

1 Hintergrund und Zielsetzung 24

2 Aktualisierung der MoRE -Modellierung für Nährstoffe 27

2.1 Technische Modellimplementierung 27

2.2 Modellvergleich 28

2.3 Modellierungswerkzeug MoRE 32

2.4 Abgrenzung der Teileinzugsgebiete 33

2.5 Wesentliche veränderte Modellansätze 34

2.5.1 Berechnungsansätze für den partikulären Eintrag aus gebirgigen und bewaldeten Flächen 35

3 Aktualisierung der Eingangsdaten 37

3.1 Aktualisierung der Basisdaten 37

3.1.1 Niederschläge und Evapotranspiration 37

3.1.2 Hydrographische Daten und Abflussmodellierung 39

3.1.3 Landnutzungsdatensatz 42

3.1.4 N-Überschussberechnungen 43

3.1.5 Drainageflächen 47

3.1.6 Bodenabtrag 48

3.2 Aktualisierung der stoffspezifischen Daten 49

3.2.1 Auswahl der Messstellen für den Frachtabgleich 49

3.2.2 Kläranlagendaten 52

3.2.3 Kanalisation 53

3.2.4 Atmosphärische Depositionen 53

3.2.5 Bodenabtrag 54

4 Ergebnisse der Emissionsmodellierung 55

4.1 Vorgehensweise bei der Emissionsmodellierung für Nährstoffe 55

4.1.1 DIN und NO_3-N-Modellierung in MoRE 55

4.1.2 Phosphor und PO_4-P-Modellierung in MoRE 57

4.1.3 Risikoabschätzung 60

4.2 Validierung der Modellergebnisse 60

4.2.1 Stickstoff 61

4.2.2 Phosphor 63

4.3 Analyse der Eintragspfade 67

4.3.1 Stickstoff 67
4.3.2 Phosphor 70
4.4 Risikoanalyse 72
4.4.1 Stickstoff 73
4.4.2 Phosphor 76
4.4.3 Nährstoffe 79
4.5 Regionalspezifische Analyse 81
4.5.1 Überblick über alle Analysegebiete 81
4.5.2 Regionalspezifische Eintragspfadanalyse in Risikoregionen 83

5 Hochaufgelöste Erosionsmodellierung 89
5.1 RPhosFate 89
5.2 Kartierung von Testgebieten 90
5.3 Ergebnisse der Kartierung und daraus ableitende Weiterentwicklungsmöglichkeiten für RPhosFate 99
5.3.1 Allgemeines 99
5.3.2 Ergebnisse Kartierung Zaya-Weinviertel 99
5.3.3 Ergebnisse Kartierung Melk-Mostviertel 106
5.3.4 Ergebnisse Kartierung Sulzbach, Sassbach, Schwarzaubach und Gnasbach in der Steiermark 112
5.3.5 Künstliche Anbindungen und Straßenanbindungen nach Straßentyp 120
5.3.6 Kartierung von Gewässern in Teileinzugsgebieten 122
5.4 RPhosFate-Anwendung 123
5.4.1 Anpassung des Straßennetzwerks und der unterirdischen Ableitungen 123
5.4.2 Modellkalibrierung und Modellvarianten 124
5.4.3 Ergebnisse der Modellkalibrierung 127
5.4.4 Kritische Herkunftsgebiete 131
5.4.5 Übernahme von RPhosFate Ergebnissen in MoRE 135

6 Szenarienanalyse zur Darstellung von Maßnahmenwirksamkeiten 137
6.1 Szenariendefinition 137
6.2 Definition von Szenarien für den Erosionsschutz und Implementierung in RPhosFate 140
6.2.1 Vorstellung der Szenarien 140
6.2.2 Beispiel für Verortung der Maßnahmen 145
6.3 Szenarienergebnisse 149
6.3.1 Wirksamkeit von Maßnahmen zum Erosionsschutz 149
6.3.2 Zusammenfassung der Unterschiede in der Wirksamkeit der Maßnahmen nach Maßnahme und Region 161

6.4 Szenarienanalyse mit dem Modell MoRE 163
6.4.1 Szenarien zur Reduktion der Stickstoff Emissionen und Minderung der NO_3-N-Konzentrationen in Oberflächengewässern 163
6.4.2 Szenarien zur Reduktion der Phosphor-Emissionen und Minderung der PO_4-P-Konzentrationen in Oberflächengewässern 167
6.4.3 Zusammenfassung der Szenarioanalyse mit MoRE 175

7 Schlussfolgerungen 177

Tabellenverzeichnis 183

Abbildungsverzeichnis 186

Literaturverzeichnis 191

Anhänge 195
Anhang 1 – Felder und Straßen 195
Anhang 2 – Eventfrachten 198
Anhang 3 – Kalibrierungsergebnisse 201
Anhang 3.1 – Kalibrierte Werte 205
Anhang 4 – Flächenbedarf der Maßnahmen 206
Anhang 5 – Maßnahmenwirksamkeit 209
Anhang 6 – EZG – Teileinzugsgebiete 216
Anhang 7 – Modellergebnisse MoRE 218

Zusammenfassung

Nährstoffe sind im Zuge der Gewässerzustandsbewertung und der wasserwirtschaftlichen Planung zu berücksichtigen und sind gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EWG) Kriterien bei der Bewertung des ökologischen Zustands. Bereits im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) 2015 konnte auf Grundlage einer österreichweiten Modellierung mit dem Emissionsmodell MONERIS (Behrendt et al. 2002) festgehalten werden, dass die diffusen Einträge von Stickstoff und Phosphor einen bedeutenden, in vielen Einzugsgebieten sogar den dominanten Eintrag in die Gewässer darstellen. Dagegen nahmen die Einträge aus den kommunalen Kläranlagen aufgrund weiterer Verbesserungen der Reinigungsleistungen relativ gesehen häufig weiter ab. Diese Ergebnisse wurden in einer anschließenden Ist-Bestandsanalyse für Nährstoffe (BMNT, 2022) durch eine österreichweite Emissionsmodellierung für die Modellperiode 2009–2014 bestätigt. Dabei zeigte sich bereits ein moderater Rückgang der Gewässerbelastungen durch Stickstoff, aber eine gleichbleibende, teilweise zunehmende Belastung durch Phosphor, die maßgeblich von der Erosion aus landwirtschaftlich genutzten Flächen stammt. Die Ergebnisse gingen in den NGP 2021 ein.

Entsprechend der oben beschriebenen Resultate wurde das vorliegende Projekt so konzipiert, dass zum einen österreichweite Ergebnisse der Emissionsmodellierung mit dem Modell MoRE – einer IT-technischen neuen Umsetzung des Modells MONERIS (Fuchs et al., 2019) – als Grundlage für eine Belastungsanalyse für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor genutzt werden können, zum anderen in ausgewiesenen Risikoregionen dezidiert Aussagen zur möglichen Reduktion der Phosphoreinträge aus der Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen getroffen werden können. Letzteres wurde mit dem Erosionsmodell RPhosFate umgesetzt (z. B. Zessner et al. 2016, Zessner et al., 2017, Zessner et al.,2018, Schmalz et al. 2022). Den einzugsgebietsbezogenen Betrachtungen gingen detaillierte Gebietskartierungen in sechs Einzugsgebieten voraus, die im NGP 2021 als Risikogebiete ausgewiesen wurden, um die genaue Situation der Anbindung von landwirtschaftlichen Flächen an das Gewässernetz (z. B. über Straßengräben, Gullis etc.), die von Region zu Region variieren kann, zu erfassen. Die Informationen (zum Weinviertel, zum Mostviertel und zu vier Einzugsgebieten der steirischen Grabenlandbäche) sind wichtige Eingangsparameter einer detaillierten Modellierung von Maßnahmenwirksamkeiten, die das mögliche Potenzial zur Reduktion von Einträgen (partikulärer Phosphor) in die Gewässer ausweist. Darüber hinaus wurden bereits bestehende Kartierungsergebnisse im Innviertel aus vorangegangenen Projekten genutzt.

Die in RPhosFate berechneten Maßnahmen umfassen:

- „Gewässerrandstreifen“ und „Gewässerrandstreifen auf kritischem Herkunftsgebiet“ (Gebiete mit hohen erosiven Einträgen)
- „Straßenrandstreifen“ und „Straßenrandstreifen auf kritischem Herkunftsgebiet“
- Kombination der beiden oben genannten Maßnahmen mit Differenzierung des „Kritischen Herkunftsgebietes“
- „Anpassung der Fruchtfolge bei Hackfrüchten“
- „Begrünte Abflusswege“
- Maßnahmenkombination: Straßenrandstreifen und Gewässerrandstreifen (beide auf kritischen Herkunftsgebieten), Hackfrüchteverzicht und begrünte Abflusswege
- sowie „Etablierung von Vorgaben der Renaturierungsverordnung“.

Eine Auswahl der wirksamsten Maßnahmen wurde in das Modell MoRE für ausgewiesene Risikogebiete übertragen, um die direkten Auswirkungen der Minderungen auf eine mögliche Unterschreitung der typspezifischen Richtwerte für Orthophosphat-Phosphor (PO_4-P) zu berechnen. Neben Szenarien, die eine Minderung des Bodenabtrages zum Inhalt haben, wurden in Einzugsgebieten mit Überschreitungen der Zielvorgaben zusätzlich Maßnahmen zur Entwicklung des Stickstoff Überschusses sowie für Einträge aus Kläranlagen ausgewiesen und in MoRE berechnet. Dabei wurden Vorgaben der Kommunalen Abwasserrichtlinie (RL 2024/3019) berücksichtigt.

Das verwendete Emissionsmodell MoRE (Stickstoff und Phosphor) und das verwendete Erosionsmodell RPhosFate (Phosphor) stellen geeignete Instrumente für die entsprechenden Fragestellungen dar. Dies spiegelt sich in dem guten Modellabgleich für MoRE mit berechneten Stickstoff-Frachten (Jahresmittelwerten) und Nitratstickstoff- (NO_3-N-) Konzentrationen wider. In dem Modell MoRE bleibt jedoch Raum für eine optimierte Abstimmung zwischen Eintragsberechnung von partikulärem Phosphor aus gebirgigen Flächen, den im Modell vorhandenen Retentionsansätzen und einer Frachtberechnung, die den stark abflussabhängigen Phosphortransport in die Gewässer bereits berücksichtigt. Insbesondere wird hier Verbesserungsbedarf bei den Ansätzen zur Retention von partikulärem Phosphor im Gewässer gesehen. Nach Anpassung des Ansatzes für den partikulären Eintrag aus gebirgigen und bewaldeten Regionen konnten zufriedenstellende Modellanpassungen mit ermittelten Phosphor-Frachten erzielt werden. Nach Umlegung der Phosphor-Frachten auf PO_4-P-Konzentrationen zeigten sich jedoch weiterhin systematische Überschätzungen durch das Modell um etwa 20 %.

Im vorliegenden Projekt wurden diffuse und punktuelle Einträge in 754 österreichischen Einzugsgebieten für den Zeitraum 2015–2020 berücksichtigt. Der Modellierungszeitraum schließt direkt an die vorangegangene Modellperiode von 2009–2014 an. Der Modellansatz wurde nur geringfügig angepasst (partikuläre Phosphor Einträge von gebirgigen und bewaldeten Gebieten), sodass ein direkter Vergleich der Modellperioden weitgehend möglich ist. Auch die Berechnung wesentlicher Eingangsparameter, wie die Wasserbilanz, die Stickstoff-Überschussberechnung oder die Bodenabtragsberechnung folgt derselben Methodik wie in der vorangegangenen Studie (BMNT, 2019 und BMNT, 2022). Für die kommunalen Kläranlagen konnten Anlagen in der Größe von 50–500 EW (Einwohnerwert) auf Einzugsgebietsgröße hinzugefügt werden. Auch die Kläranlagen von 500–2.000 EW sind erstmalig in der Modellstruktur über räumlich klar definierte Einleitpunkte den Einzugsgebieten eindeutig zugeordnet worden. Für die urbanen Systeme wurden die aus Flächenpotentialen berechneten Konzentrationen korrigiert, wenn diese zu unrealistisch hohen (sich den Rohabwasser-Konzentrationen annähernden Werten) führten. Das Modell RPhosFate konnte durch die Detailkartierungen in den einzelnen Risikogebieten an die spezifischen Begebenheiten angepasst werden und stellt so ein spezifisches Instrument zur Berechnung des erosionsbürtigen Bodeneintrages in Fließgewässer und auch zur Erstellung von detaillierten Maßnahmenszenarien dar.

Bei der österreichweiten Emissionsmodellierung mit MoRE zeigen sich bemerkenswerte Änderungen der berechneten Eingangsdaten in einem deutlich verminderten Bodenabtrag von landwirtschaftlichen Flächen und in niedrigeren Stickstoffüberschüssen im Vergleich zur vorangegangenen Modellperiode, wobei annähernd idente Berechnungsansätze und Eingangsdatensätze Verwendung fanden. Eine Änderung der Berechnung der Stickstoffüberschüsse liegt in einer differenzierteren Betrachtung der Stickstoffeinträge aus atmosphärischen Depositionen begründet. Anstelle einer mittleren Rate (15 kg/ha/a) wurden nun regionalisierte Daten aus EMEP verwendet, die aggregiert auf die Einzugsgebiete hohe Variationen aufweisen, im Mittel aber gut mit den 15 kg/ha/a übereinstimmen. Bei der Berechnung des Bodenabtrages wurde dagegen ein Referenzjahr verwendet, das eher trockene Bedingungen widerspiegelt. Durch die Variation der Einzeljahre über den niederschlagsbedingten R-Faktor der überarbeiteten Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) dürfte dies aber keine Auswirkungen auf die Berechnung der Bodenabträge in der Modellperiode haben. Insgesamt werden jedoch in den Jahren 2015–2020 österreichweit um 5 % niedrigere modellierte Nettoabflüsse ermittelt, im Vergleich mit der vorangegangenen Periode. Alle diese in den wesentlichen Eingangsparametern erfassten Veränderungen bewirken eine Minderung der Einträge aus den diffusen Quellen und besonders der diffusen Einträge aus der Landwirtschaft, die über das Grundwasser und Drainagen (Stickstoff) und über

die Erosion (Phosphor) erfolgen. Auch für die Einträge aus den Kläranlagen (entnommen aus dem Emissionsregister Oberflächenwasserkörper, EMREG-OW) konnte (trotz der durchgeführten Erweiterung um die Kleinkläranlagen von 50–500 EW) insbesondere für Phosphor eine weitere Reduktion ermittelt werden. Die durch die Eingangsdaten angedeuteten Verringerungen der Frachten bilden sich auch in den erzielten Modellergebnissen ab und stimmen darüber hinaus mit Frachtberechnungen aus österreichweiten Monitoringdaten überein, die wesentlich unter jenen der Modellperiode 2009–2014 liegen.

Insgesamt zeigt sich bei den Stickstoffemissionen ein deutlicher Rückgang der österreichweiten Gesamtemissionen von 79.000 t/a (2009–2014) auf 68.000 t/a in der Modellperiode 2015–2020 (-15 %). Dabei stellt der Eintragspfad „Grundwasser“ (Basisabfluss + Zwischenabfluss) mit 60 % noch immer den dominanten Eintragspfad dar, wobei, trotz Reduktion, 47 % davon aus der Landwirtschaft stammen. Weitere relevante Eintragspfade sind die Kläranlagen mit 15 %, der Oberflächenabfluss (14 %) und die Mischwasserentlastungen (<5 %). Von den gemessenen jährlichen Emissionen wurden im Grundwasserpfad 15 % geringere Einträge ermittelt, bei den Mischwasserentlastungen und den Drainagen waren die Einträge sogar um die 30 % geringer. Auch die Kläranlagen-Emissionen gehen in der betrachteten Periode im Vergleich mit jener von 2009–2014 um 7 % zurück.

Bei den mittleren jährlichen Phosphoremissionen kommt es ebenfalls bei vielen wichtigen Eintragspfaden zu abnehmenden Einträgen. Eine Reduktion der Phosphoremissionen von 7.000 t/a (2009–2014) auf 6.300 t/a, also einem Rückgang um 10 % ergibt sich aus einer modellierten Reduktion der Einträge aus der Landwirtschaft (Erosion), den Kanalsystemen (insbesondere bei der Mischkanalisation) sowie von Kläranlagen. Diese aus den aktuellen Daten abgeleitete Reduktion der Gesamtemissionen in Österreich reicht aber bei weitem nicht aus, um die aus den Frachtberechnungen ermittelten, im Vergleich zur Periode 2009–2014 viel geringeren Frachten, in den Oberflächengewässern zu erklären. Bei einer Überprüfung der Eintragspfade fiel der sehr hohe Anteil der Phosphoremissionen aus den bewaldeten und den gebirgigen Flächen auf, der einen Teil der Hintergrundbelastung ausmacht. Um eine gute Anpassung an die berechneten Frachten zu erzielen, war für die Jahre 2015–2020 eine deutliche Reduktion der sehr hohen Hintergrundbelastungen nötig. Für die Berechnung der genannten Eintragspfade liegen in dem Modell zwei bereits genutzte Modellansätze vor. Der Ansatz, der zu den sehr hohen Einträgen führt, wurde für die vorangegangene Modellperiode entwickelt und genutzt. Unter Nutzung des älteren, ursprünglichen Ansatzes ergeben sich jedoch für die Periode 2015–2020 viel realistischere Modellergebnisse. Unter Wiederverwendung der ursprünglichen Modellansätze für die Berechnung der erosiven Einträge aus bewaldeten und gebirgigen Regionen kommt es zu einer signifikanten

Reduktion von 6.300 t/a auf 3.400 t/a, was zu zufriedenstellenden Modellanpassungen an die berechneten Gewässerfrachten für 2015–2020 führte. Trotz dieser signifikanten Reduktion des Eintrages aus gebirgigen und bewaldeten Flächen kommen die Einträge aus dem Hintergrund (Gletscher, gebirgige Flächen und Wald) insgesamt noch immer auf 26 % der Gesamtemissionen. Durch die starke Reduktion der Einträge aus dem Hintergrund und durch die teilweise hohen modellierten Reduktionen der diffusen Einträge steigt die relative Bedeutung der Einträge aus Punktquellen auf 21 % an. Weitere relevante Eintragspfade sind das Grundwasser (18 %), die Kanalsysteme (13 %), die Erosion von landwirtschaftlichen Flächen (10 %) und Einträge aus dem Oberflächenabfluss (8 %). Diese mittleren Anteile variieren österreichweit signifikant und so werden in Gebieten mit Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte für den guten Zustand weiterhin dominante Anteile aus der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen zwischen 50 % und 60 % ermittelt. Trotz dieser Dominanz in landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten wird im Vergleich zur vorangegangenen Periode (2009–2014) in 2015–2020 ein deutlicher Rückgang der Einträge aus der Erosion landwirtschaftlicher Flächen (um fast 450 t/a oder mehr als 50 %) berechnet, was mit den geringeren Bodenabträgen assoziiert ist. Dies trifft für die Kanalsysteme (über 30 %) zu, aber auch für die Einträge aus Kläranlagen (14 %). Einzig die Einträge aus dem Grundwasser weisen erhöhte Werte auf. Während die Wassermengen für die meisten Eintragspfade aus einfachen Modellansätzen oder aus dokumentierten Daten (EMREG-OW) berechnet werden, ergibt sich die Wassermenge als Delta zwischen zur Verfügung stehender Gesamtwassermenge und der Summe der berechneten Wassermengen der verschiedenen Eintragspfade. Der Anstieg der Wassermenge im Grundwasser-Eintragspfad ist also auch indirekt ein Indiz dafür, dass die relativen Anteile der anderen Eintragspfade an der Wasserbilanz (wie z. B. Oberflächenabfluss, Drainagen, Kanalsysteme und Kläranlagenabläufe) gegenüber der Periode 2009–2014 abgenommen haben.

Nach Umlegung der Stickstoff- und Phosphor-Emissionen der einzelnen Eintragspfade auf NO_3-N- und PO_4-P-Einträge in den Einzugsgebieten und einer unter Berücksichtigung des Abflusses berechneten Konzentration konnte eine Risikoanalyse für die genannten Stoffe in den 754 österreichischen Einzugsgebieten durchgeführt werden. Dabei wurden die Modellergebnisse herangezogen (als 90 %-Perzentil berechnet) und mit den typspezifischen Richtwerten verglichen. Bei der Risikoabschätzung wurden die Unsicherheiten der Modellierung durch Klassenbildungen berücksichtigt. Für NO_3-N liegt „Kein Risiko“ bei einem Faktor von modellierter Konzentration und Richtwert von <0,8 vor, ein „mögliches Risiko“ wird bei einem Faktor zwischen 0,8–1,2 ausgewiesen und ein „sicheres Risiko“ bei einem Faktor >1,2 veranschlagt. Für die PO_4-P-Konzentrationen (90 %-Perzentil) wurden diese Klassen aufgrund der systematischen Überschätzung jeweils um 0,2 nach oben verlegt. „Kein Risiko“

liegt bei einem Faktor von modellierter Konzentration und Richtwert von <1,0 vor, ein „mögliches Risiko“ wird bei einem Faktor zwischen 1,0–1,4 ausgewiesen und ein „sicheres Risiko“ bei einem Faktor >1,4 veranschlagt.

Die Ergebnisse der Risikoabschätzung zeigen einen Rückgang der Einzugsgebiete mit möglichem und sicherem Risiko für NO_3-N von 10 % (2009–2014) auf 6 % (2015–2020). Dagegen nehmen jene Einzugsgebiete mit möglichem oder sicherem Risiko für Phosphor von 11 % auf 15 % zu. Betrachtet man beide Kriterien gemeinsam ergibt sich ein sehr geringer Rückgang von 16,5 % auf 16,3 %. Insgesamt geht auch die Höhe der Überschreitung deutlich (für NO_3-N) und leicht (für PO_4-P) zurück.

Bei der Ausweisung von Risikoregionen, also jenen Landschaftsräumen mit klaren Ballungen von Einzugsgebieten im sicheren Risiko, deutet sich für Stickstoff eine deutliche Reduktion der kritischen Regionen an. Wurden 2009–2014 noch verschiedene Regionen im Waldviertel (2), Weinviertel (2) und am Neusiedlersee (1) ausgewiesen, beschränkt sich die Auswahl nun auf eine Region im Waldviertel und eine Region im Weinviertel. Für Phosphor sind die ausgewiesenen Risikoregionen gleichgeblieben. Neben Regionen im Innviertel, Hausrückviertel, der Traun- Enns-Platte, dem Weinviertel und den Grabenlandbäche wurde nun noch eine Region im Mostviertel ausgewiesen, die bei der letzten Ist-Bestandsanalyse nicht extra betrachtet wurde.

Insgesamt zeigt sich bei den Stickstoffemissionen ein deutlicher Rückgang der hohen Einträge aus dem Untergrund (Grundwasser-Basisabfluss und -Zwischenabfluss sowie Drainagen) von landwirtschaftlichen Flächen, was durch die geringeren Stickstoffüberschüsse zustande kommt. In Regionen mit Risiko sind diese aber noch immer die dominanten Eintragspfade. Die Ergebnisse zeigen auch, dass es durch regionsspezifische Besonderheiten, wie den geringen Niederschlägen und damit assoziierten geringen Abflüssen im Weinviertel trotz geringer flächenspezifischer Einträge bereits zu Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte kommen kann.

Bei den Phosphoremissionen zeigt sich ebenfalls ein deutlicher Rückgang der Einträge aus der Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Auch hier gilt, dass dieser Eintragspfad in den Risikoregionen weiterhin der klar dominante Verursacher einer Richtwertüberschreitung bleibt.

Insgesamt zeigt sich, dass die Periode 2015–2020 verglichen mit jener aus 2009–2014 Bedingungen aufweist (reduzierte Niederschlagsabflussbedingungen, verringerte Bodenab-

träge und Stickstoffüberschüsse), die zu einer Reduktion der Einträge von Nährstoffen aus diffusen Quellen führt.

Insbesondere für Stickstoff dürfte das auch in einem immer weiter optimierten Düngemanagement und durch die Umsetzung freiwilliger Maßnahmen aus der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) und verbindlicher Maßnahmen aus dem Aktionsprogramm Nitrat begründet sein. Ebenfalls zeigt das seit 30 Jahren praktizierte österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL) gerade für den Stickstoff Wirkung, da durch den Haupteintragspfad Grundwasser (mit z. T. langen Grundwasseraufenthaltszeiten) der Effekt der Maßnahmen (hier insbesondere Reduktion des Stickstoff-Überschusses) erst mit starker Zeitverzögerung im Gewässer ankommt.

Ob im Falle der Phosphoreinträge und dem ermittelten geringeren Bodenabtrag von landwirtschaftlichen Flächen auch ursächlich die Umsetzung von Maßnahmen als Grund herangezogen werden kann, oder ob dies eher auf günstigere Niederschlagsbedingungen in der aktuellen Modellperiode zurückzuführen ist, wäre im Detail zu klären. Für einen dafür notwendigen Methodenvergleich, inklusive eines Vergleiches aller Eingangsdaten, waren im Rahmen dieses Projektes jedoch keine Ressourcen vorgesehen. Insgesamt werden durch die Emissionsmodellierung österreichweit sowohl für die diffusen Einträge als auch für die Punktquellen-Einträge deutlich geringere Emissionen als in den vorangegangenen Perioden ermittelt.

Entsprechend der klaren Tendenz zu einer erhöhten relativen Relevanz der Phosphor-Einträge gegenüber den Stickstoff-Einträgen wurde in diesem Projekt ein Schwerpunkt auf die Erosionsmodellierung von landwirtschaftlichen Flächen gelegt.

Ein spezifischer Fokus des Projektes lag dementsprechend in der Evaluierung von Maßnahmenszenarien für die Reduktion des Bodenabtrages von landwirtschaftlichen Flächen und dem damit verbundenen Gewässereintrag von feststoffassoziiertem Phosphor in Regionen Österreichs, wo ein relevanter Anteil der Phosphor-Eintrags in die Oberflächengewässer über landwirtschaftliche Erosion stattfindet und das Risiko einer Zielwertverfehlung des guten Gewässerzustandes aufgrund von PO_4-P-Belastungen besteht. Dies wurde durch den Einsatz des rasterbasierte Emissions- und Transportmodells RPhosFate umgesetzt.

Um regionsspezifische Unterschiede besser abbilden zu können, wurde die Frage der Art der Ableitung von Abflüssen aus Straßengräben, welche für den Phosphoreintrag in

Gewässer aufgrund einer Kurzschlussbildung wesentlich sein kann, über eine gezielte Begehung und Kartierung in ausgewählten Pilotregionen erhoben. Es zeigten sich zwischen den Regionen in Oberösterreich, im Mostviertel, im Weinviertel und im Bereich der Grabenlandbäche in der Steiermark deutliche Unterschiede, die im Modell entsprechend implementiert wurden.

Generell sind Maßnahmen dann flächeneffizient (hohe Wirksamkeit bezogen auf die Maßnahmenfläche), wenn sie auf bzw. unterhalb der sogenannten kritischen Herkunftsgebiete platziert werden, welche über RPhosFate ausgewiesen werden können. Aufgrund regionsspezifischer Unterschiede variiert allerdings die erreichbare Gesamtwirksamkeit einzelner Maßnahmen zur Reduktion des erosionsbürtigen Phosphoreintrags in die Gewässer auf Ebene von Einzugsgebieten zwischen den Regionen beträchtlich.

- **Gewässerrandstreifen** zeigen im **Weinviertel** eine besondere Gesamtwirksamkeit, da viele Ackerflächen direkt an Gewässer angrenzen. Durch die Ausweisung von Pufferstreifen (modellbedingt wurden Gewässerrandstreifen von 20 m angesetzt) kann der Transport des partikulären Phosphors (PP) in die Gewässer deutlich reduziert werden. Auch im **Mostviertel** sind Gewässerrandstreifen sehr wirksam, insbesondere in Kombination mit Straßenrandstreifen.
- **Straßenrandstreifen** (oder andere Maßnahmen zur Reduktion des aus Straßengräben in Gewässer abgeleiteten Abflusses) zeigen in der **Steiermark** die höchste Gesamtwirksamkeit, da viele Ackerflächen an Straßen mit unterirdischer Ableitung des Hangwassers angrenzen. Dabei wurden auch bei den Straßenrandstreifen modellbedingt Breiten von 20 m und mehr angenommen. Auch in **Oberösterreich** sind Straßenrandstreifen wirksam, insbesondere in Kombination mit anderen Maßnahmen wie Gewässerrandstreifen, Umwandlung von Ackerflächen auf besonders kritischen Herkunftsgebieten und begrünten Fließwegen.
- Die **dauerhafte Begrünung** von besonders erosionsgefährdeten Ackerflächen ist eine wichtige Maßnahme in der **Steiermark**, im **Weinviertel und in Oberösterreich**, da hier ein geringer Flächenanteil als besonders eintragsrelevant identifiziert werden konnte, während im Mostviertel die besonders kritischen Herkunftsgebiete weniger klar abgegrenzt werden können.
- Die **Anpassung der Fruchtfolge** auf weniger erosionsanfällige Kulturen hat generell eine vergleichsweise niedrige Flächeneffizienz. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Nutzungseinschränkung durch diese Maßnahme am geringsten ist, da die Flächen weiter als Acker genutzt werden können. So kann diese Maßnahme in Kombination mit anderen Maßnahmen **im Mostviertel, in der Steiermark und in**

Oberösterreich eine relevante Ergänzung sein, wo der Schwerpunkt der ackerbaulichen Produktion aktuell auf erosionsanfälligen Kulturen wie Hackfrüchten liegt.

Nach einem Übertrag der durch die Erosionsmodellierung mit RPhosFate berechneten Szenarien in das Modell MoRE in 88 priorisierten Einzugsgebieten, von denen 25 Einzugsgebiete mit „sicherem Risiko“ und 27 mit „möglichem Risiko“ bewertet worden sind (die übrigen 36 Einzugsgebiete stellen Zubringer, Ober- oder Unterlieger dar, in denen kein Risiko ausgewiesen wurde), konnten die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Zielerreichung der typspezifischen Richtwerte von PO_4-P ermittelt werden. Zusätzlich wurde ein Szenario zur Reduktion der Ablaufkonzentrationen auf Kläranlagen >5.000 EW (0,5 mg P/l) implementiert. Für die Betrachtung der Stickstoffemissionen und den daraus resultierenden NO_3-N-Konzentrationen und einer nachfolgenden Evaluierung des Einflusses auf eine Risikoverfehlung wurden drei Szenarien berechnet, die den erwartbaren weiteren Effekt über die Grundwasseraufenthaltszeit aufzeigt. Dabei wurde angenommen, dass die niedrigen Stickstoffüberschüsse der Periode 2015–2020 über die Grundwasseraufenthaltszeit bestehen bleiben (Szenario 1); der Effekt desselben Szenarios bis zum Stichjahr 2030 darstellt und so die kurz- bzw. mittelfristige Wirksamkeit beschrieben (Szenario 2) und ein weiteres Szenario bis 2030 modelliert, in dem weitere Verringerungen des Stickstoffüberschusses um 30 % angenommen werden (Szenario 3).

Die ausgewählten Szenarien für Stickstoff, die maßgeblich weitere Reduktionen im Grundwasserpfad und den Eintragspfad über Drainagen betrachtet haben, verdeutlichen, dass der eingeschlagene Weg der richtige ist und zeitverzögerte Effekte aus den bisher umgesetzten Maßnahmen auch noch in Zukunft zu Verbesserungen führen werden. Der Zeitraum, über den diese Verbesserungen (bei gleichbleibenden Stickstoffüberschüssen) eintreten, ist jedoch maßgeblich von den Grundwasseraufenthaltszeiten abhängig, die insbesondere in den verbleibenden Risikogebieten hoch sind (30 bis 40 Jahre und mehr). Die Ergebnisse zeigen auch, dass mit Ausnahme von wenigen Einzugsgebieten insbesondere auch durch weitere Anstrengungen und Reduktionen der Stickstoffüberschüsse mit weiteren Verbesserungen der Gewässerqualität und Reduktionen der NO_3-N-Konzentrationen gerechnet werden kann. In einzelnen Einzugsgebieten, in denen die ausgeführten Szenarien nur zu geringen oder nicht ausreichenden Verbesserungen führen, sind dagegen andere (Gmoosbach) oder zusätzliche Maßnahmen (Thayamühlbach) in Erwägung zu ziehen.

Die Höhe der Überschreitung der PO_4-P-Richtwerte (ausgedrückt im Risikoquotienten) übertrifft häufig jene für NO_3-N deutlich. Entsprechend sind in einigen Einzugsgebieten erhebliche Verringerungen der Phosphor-Einträge nötig. Die Ergebnisse zeigen, dass es in

einer Vielzahl von Einzugsgebieten bei konsequenter Umsetzung, vereinzelt auch einer kombinierten Maßnahmengestaltung (auf Kläranlagen und in der Landwirtschaft oder von mehreren gleichzeitigen Maßnahmen in der Landwirtschaft) zu deutlichen Reduktionen der Risikoquotienten bis zu 0,7 – bei Kombination auch darüber – kommen kann. Bei etwa der Hälfte der noch bestehenden Einzugsgebiete mit „sicherem Risiko“ oder möglichem Risiko“ sind Verschiebungen in die niedrigere Risikoklasse möglich. Eine Voraussetzung für einen Erfolg ist jedoch eine sehr konsequente Umsetzung mit sehr hohen Teilnahmen. Die vielversprechendsten Maßnahmen sind die Kombination von Gewässerrandstreifen und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsgebieten, die Umsetzung der Renaturierungsverordnung oder die Maßnahmenkombination aus Gewässer- und Straßenrandstreifen, Hackfruchtverbot und begrünten Fließwegen in kritischen Herkunftsgebieten.

Die Ergebnisse weisen jedoch auch darauf hin, dass in einer bestimmten Anzahl von Oberflächengewässern die Höhe der Überschreitungen der PO_4-P-Konzentrationen (als 90 %-Perzentile) so hoch ist, dass trotz großer Anstrengungen, die auch deutliche Verbesserungen der Gewässerqualität mit sich bringen, eine Unterschreitung der bestehenden typspezifischen Richtwerte, in absehbarer Zeit nicht wahrscheinlich ist.

Summary

With the introduction of the Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EC), nutrients are to be considered in the assessment of the ecological status of water bodies. Austrian-wide modeling using the MONERIS emission model (Behrendt et al. 2002) showed, that diffuse inputs of nitrate and phosphate represent a significant, and in many catchments even the dominant input into water bodies. In contrast, inputs from municipal wastewater treatment plants often continued to decline in relative terms, due to further improvements in treatment performance. These results were confirmed in a subsequent baseline analysis for nutrients (BMNT, 2022) through emission modeling for the model period 2009–2014. This analysis already revealed a moderate decline in water pollution caused by nitrogen, but a consistent, and in some cases increasing, pollution caused by phosphorus, which originates primarily from erosion of agricultural land. These results were incorporated in the 2021 Austrian River Basin Management Plan.

In line with the results described above, the update of the nutrient emission modelling was designed in such a way that, on the one hand, Austria-wide results from emission modeling using the MoRE model (Fuchs et al., 2019) can be used as the basis for an analysis of current nutrient levels for nitrogen and phosphorus, and, on the other hand, to make definitive statements regarding the possible reduction of phosphorus inputs from the erosion of agricultural land in designated catchments with risk to fail the type-specific target values The latter was implemented using the RPhosFate erosion model (e. g., Zessner et al. 2016, Zessner et al., 2017, Zessner et al., 2018). The catchment-specific analyses were preceded by detailed area mapping in six catchments identified as risk areas in the RBMP 2021, in order to capture the exact situation regarding the connection of agricultural land to the water network (e. g., via roadside ditches, storm drains, etc.), which can vary from region to region. The information (on the regions of Weinviertel, Mostviertel, and four catchment areas of the Grabenlandbäche in Styria) provides key input parameters for the detailed modeling of the effectiveness of measures, which identifies the potential for reducing inputs of particulate phosphorus into water bodies.

In addition, mapping results available from previous projects in the Innviertel region were used. The measures calculated in RPhosFate include:

- “Riparian buffers” and “riparian buffers in critical source areas” (areas with high erosive inputs)
- “Roadside strips” and “roadside strips in critical source areas”
- Combination of the two measures mentioned above with differentiation of the “critical source area”
- “Adjustment of crop rotation for root crops”
- “Vegetated drainage channels”
- Combination of measures: roadside strips and riparian buffer strips (both in critical source areas), elimination of root crops, and vegetated drainage channels
- “Implementation of the requirements of the Nature Restoration Law.”

For designated risk areas a selection of the most effective measures was incorporated into the MoRE model to calculate the direct impact of the concentration reductions and address opportunities to meet the type-specific target values for PO_4-P. In addition to scenarios involving a reduction in soil erosion, measures to reduce wastewater treatment plant discharges were also considered.

The MoRE (nitrogen and phosphorus) emission model and the RPhosFate (phosphorus) erosion model used in this study are suitable tools for addressing the relevant research questions. This is reflected in the good model calibration for MoRE, as evidenced by the calculated nitrogen loads (annual averages) and NO_3-N concentrations. However, in the MoRE model, there is room for improved coordination between the calculation of particulate phosphorus inputs from mountainous areas, the retention assumptions within the model and a load calculation that already accounts for the highly runoff-dependent transport of phosphorus into water bodies. There is a particular need for improvement in the assumptions regarding the retention of particulate phosphorus in water bodies. After adjusting the approach for particulate input from mountainous and forested regions, satisfactory model fits were achieved using the determined phosphorus loads. However, after converting the phosphorus loads to PO_4-P concentrations, the model continued to systematically overestimate values by approximately 20 %.

In this project, diffuse and point source inputs were assessed in 754 analytical units (catchments) for the period 2015–2020, which directly follows the previous modeling period of 2009–2014. The modeling approach was only slightly adjusted (particulate phosphorus inputs from mountainous and forested areas), to largely allow for a direct comparison of the modeling periods. The calculation of key input parameters, such as the water balance, nitrogen surplus calculation, and soil erosion calculation, also follows the same methodology

as in the previous study (BMNT, 2019 and BMNT, 2022). For municipal wastewater treatment plants, facilities ranging from 50 to 500 population equivalents (PE) were added to the catchment areas. For the first time, wastewater treatment plants with capacities of 500 to 2.000 PE have also been clearly assigned to catchment areas within the model structure via spatially well-defined discharge points. For urban systems, concentrations calculated from land-use potentials were adjusted when they resulted in unrealistically high values (approaching raw wastewater concentrations). The RPhosFate model was adapted to specific conditions through detailed mapping in the individual risk areas and thus represents a specific tool for calculating soil loss as well as detailed mitigation scenarios.

Austria-wide emission modeling by MoRE shows notable changes in the calculated input parameters, including a significant reduction in soil erosion from agricultural land and lower nitrogen surpluses compared to the previous modeling period. In addition, modeled net runoff across Austria for the years 2015–2020 is 5 % lower than in the previous period. All of these significant changes result in a reduction of inputs from diffuse sources, particularly diffuse inputs from agriculture, which occur via groundwater and drainage (nitrogen) and via erosion (phosphorus). For inputs from wastewater treatment plants (taken from the national emissions register EMREG-OW), a further reduction was also determined – particularly for phosphorus – despite the expansion to include small wastewater treatment plants with capacities of 50–500 PE. The reductions in loads indicated by the input data are also reflected in the model results obtained.

Overall, nitrogen emissions show a significant decline in total emissions across Austria from 79.000 t/a (2009–2014) to 68.000 t/a in the 2015–2020 model period (-15 %). With 60 %, the groundwater input pathway (baseflow + interflow) is still the dominant input pathway, 47 % thereof originating from agriculture. Other relevant input pathways are wastewater treatment plants (15 %), surface runoff (14 %) and combined sewer overflows (<5 %). Of the measured annual emissions, 15 % fewer inputs were determined for the groundwater pathway, for combined sewer overflows and drainage the reduction was as high as 30 %. Wastewater treatment plant emissions also decreased by 7 % during the 2015–2020 period compared to the 2009–2014 period.

Average annual phosphorus emissions also show a decline in many key input pathways. The most significant reduction is driven by changes in the input of particulate phosphorus from mountainous and forested areas. Compared to the previous model periods using the same approaches, this results in a reduction from 7.000 t/a (2009–2014) to 6.300 t/a, i.e., a 10 % decrease. However, to achieve a good fit with the loads calculated from measured values,

a significantly higher reduction was necessary for the years 2015–2020. This was achieved by reusing an existing approach to describe particulate phosphorus inputs from mountainous and forested regions with significantly lower area-specific rates.

This resulted in a further significant reduction from 6.300 t/a to 3.400 t/a, leading to satisfactory model fits with the water loads calculated for 2015–2020. Despite this significant reduction of inputs from mountainous and forested areas, inputs from the background (glaciers, mountainous areas, and forests) still account for 26 % of total emissions. Due to the sharp reduction of inputs from the background and, in some cases, high modeled reductions of diffuse inputs, the relative importance of inputs from point sources rises to 21 %. Other significant input pathways include groundwater (18 %), sewer systems (13 %), erosion from agricultural land (10 %) and surface runoff (8 %). In 2015–2020 significant reductions compared to the previous period (2009–2014) are evident for inputs from agricultural land erosion (nearly -450 t/a, >50 %), for sewer systems (>30 %), but also for inputs from wastewater treatment plants (14 %). Only inputs from groundwater increased. While runoff for most input pathways are calculated using simple modeling approaches or documented data (EMREG-OW), the total runoff is determined as the difference between the available total water volume and the sum of the calculated water volumes from the various input pathways. The increase in the water volume in the groundwater input pathway is therefore also an indirect indication that the relative shares of the other input pathways to the water balance (such as surface runoff, drainage, sewer systems, and wastewater treatment plant outflows) decreased compared to the 2009–2014 period.

After converting nitrogen and phosphorus emissions into NO_3-N and PO_4-P fractions and calculating concentrations based on runoff, a risk analysis was conducted for these substances in the 754 catchments. The model results (calculated as the 90th percentile) were used and compared with type-specific guideline values. In the risk assessment, modeling uncertainties were accounted for by applying categories. For NO_3-N “no risk” is indicated if the factor of modeled concentration to guideline value is <0,8, “possible risk” is indicated if the factor is 0,8–1,2, and “certain risk” is indicated if the factor is >1,2. For PO_4-P concentrations (90th percentile), these categories were shifted upward by 0.2 due to systematic overestimation.

The results of the risk assessment show a decrease in catchments with a potential risk or a certain risk for NO_3-N from 10 % (2009–2014) to 6 % (2015–2020). In contrast, catchments with a potential or certain risk for PO_4-P increased from 11 % to 15%. Taking both criteria

(NO_3-N and PO_4-P) together, there is a very slight decrease from 16,5 % to 16,3 %. Overall, the level of exceedance also decreases significantly (for NO_3-N) and slightly (for PO_4-P).

When identifying regions at risk – regions with clusters of catchments at risk – for nitrogen the current analysis indicates a significant reduction in critical regions. Whereas in 2009–2014 several regions in the Waldviertel (2), Weinviertel (2), and Lake Neusiedl (1) were identified, the current analysis identified only one region in the Waldviertel and one region in the Weinviertel to be at risk. For phosphorus, the identified regions at risk remained the same. In addition to regions in the Innviertel, Hausruckviertel, the Traun-Enns-Plateau, the Weinviertel, and the Grabenlandbäche, a region in the Mostviertel was newly identified.

Overall, nitrogen emissions show a significant decline in high inputs from the subsurface (groundwater – baseflow, interflow, and drainage) of agricultural land, which is due to lower nitrogen surpluses. In regions at risk, however, these remain the dominant input pathways. The results also show that, due to region-specific characteristics – such as low precipitation and the associated low runoff in the Weinviertel – type-specific guideline values may be exceeded despite low area-specific inputs.

Phosphorus emissions also show a significant decline in inputs from erosion of agricultural land. Again, this input pathway remains the clearly dominant cause of guideline value exceedances in the regions at-risk.

Overall, it is evident that in the period 2015–2020, compared to 2009–2014, conditions were favorable for the reduction of nutrient inputs from diffuse sources, and the calculated emissions into rivers are significantly lower.

This is likely due, particularly for nitrogen, to increasingly optimized fertilizer management and the implementation of voluntary measures under the Common Agricultural Policy (CAP) and mandatory measures under the Nitrate Action Program. Also, the Austrian ÖPUL program, which has been in place for 30 years, is having an impact specifically on nitrogen, as the main input pathway is groundwater (with sometimes long residence times) and therefore the effect of measures (in this case, particularly the reduction of nitrogen surplus) only reaches the water bodies after a significant time lag.

Whether the implementation of soil protection measures can be considered as the cause of the phosphorus inputs and the determined lower soil erosion from agricultural land, or whether this is rather attributable to more favorable precipitation conditions in the current

modeling period, needs further investigation. Overall, emission modeling across Austria identified significantly lower emissions for both diffuse inputs and point source inputs compared to previous periods.

In line with the clear trend towards an increased relative relevance of phosphorus inputs compared to nitrogen inputs, this project focused on erosion modeling of agricultural land (RPhosFate and MoRE scenarios).

A specific focus of the project was therefore on evaluating scenarios for measures to reduce soil erosion from agricultural land and the associated input of particulate phosphorus into water bodies in the regions of Austria, where a significant proportion of phosphorus input into surface waters occurs via agricultural erosion and where there is a risk of failing to meet the target for good water status due to PO_4-P loads. This was implemented using the grid-based emission and transport model RPhosFate.

To better capture region-specific differences, the issue of how runoff is discharged from roadside ditches – which may be significant for phosphorus input into water bodies due to short-circuiting – was investigated by targeted field surveys and mapping in selected pilot regions. Significant differences were observed between regions in Upper Austria, the Mostviertel, the Weinviertel, and the Grabenlandbäche area in Styria, which were implemented accordingly in the model.

In general, measures are considered to be area-efficient (high effectiveness relative to the area covered by the measure) when they are implemented in or downstream of so-called critical source areas, which can be identified using RPhosFate. However, due to region-specific differences, the achievable overall effectiveness of individual measures to reduce erosion-induced phosphorus input into water bodies at the catchment level varies considerably between regions.

- Riparian buffers demonstrate a particular overall effectiveness in the Weinviertel region, as many arable fields border directly on water bodies. Therefore, the designation of buffer strips can significantly reduce phosphorus transport into water bodies. Riparian buffer strips are also very effective in the Mostviertel, particularly in combination with roadside buffer strips.
- Roadside buffer strips (or other measures to reduce runoff from roadside ditches into water bodies) demonstrate the highest overall effectiveness in Styria, as many farmlands adjacent to roads have underground drainage systems for slope runoff.

Roadside strips are also effective in Upper Austria, particularly when combined with other measures such as riparian strips, the conversion of farmland in particularly critical source areas, and vegetated flow paths.

- The permanent conversion of particularly erosion-prone farmland to vegetation is an important measure in Styria, the Weinviertel, and Upper Austria, as a small proportion of land in these regions has been identified as particularly relevant for runoff, whereas in the Mostviertel, the particularly critical source areas are less clearly defined
- Adapting crop rotation to less erosion-prone crops generally results in comparatively low land efficiency. However, it should be noted that this measure imposes the least restriction on land use, as the land can continue to be used as cropland. Thus, this measure, in combination with other measures, can be a relevant supplement in the Mostviertel, Styria, and Upper Austria if the current focus of agricultural production lies on erosion-prone crops such as root crops.

After transferring the scenarios calculated using the RPhosFate erosion model into the MoRE model for 88 prioritized catchments (25 catchments with “certain risk” and 27 with “potential risk”), the effects of the measures on the achievement of the type-specific PO_4-P guideline values could be determined. In addition, a scenario for reducing effluent concentrations at wastewater treatment plants >5.000 PE (0.5 mg P/L) was implemented. To examine nitrogen emissions and the resulting NO_3-N concentrations, followed by an evaluation of the impact on risk exceedance, three scenarios were calculated. These scenarios demonstrate the expected additional effect over the groundwater residence time, assuming consistently low nitrogen surpluses, as for the period 2015–2020 (Scenario 1), the same effect through 2030, thus describing short- and medium-term effectiveness (Scenario 2), and a further scenario through 2030 in which additional reductions in the nitrogen surplus of 30 % are assumed.

The selected scenarios for nitrogen, which primarily considered further reductions in the groundwater pathway and the emission pathway via drainage systems, demonstrate that the chosen approach is appropriate and that the delayed effects of the measures implemented to date will continue to lead to improvements in the future. However, the timeframe over which these improvements occur (assuming nitrogen surpluses remain constant) depends largely on groundwater residence times, which are particularly high (30 to 40 years or more) in the remaining risk areas. The results also show that, except for a few catchments, further improvements in water quality and reductions in NO_3-N concentrations can be expected, particularly through continued efforts and reductions in nitrogen surpluses. In few catchments, where the above scenarios lead to only minor or insufficient

improvements, other (Gmoosbach) or additional measures (Thayamühlbach) should be considered.

The extent to which PO_4-P target values (expressed as risk quotient) are exceeded often significantly exceeds that of NO_3-N. Accordingly, significant reductions in phosphorus inputs are necessary in some catchments. The results show that in many catchments, consistent implementation – and in some cases a combination of measures (at wastewater treatment plants and in agriculture, or several simultaneous measures in agriculture) – can lead to significant reductions of risk ratios up to 0.7, and even more when combined. In about half of the remaining catchment areas classified to be at “certain risk” or “possible risk,” a shift to the lower risk class is possible. A prerequisite for success, however, is consistent implementation with very high participation rates. The most promising measures are the combination of riparian buffers and roadside buffers in critical source areas, the implementation of the Nature Restoration Law, or the combination of riparian and roadside buffers, a ban on root crops, and vegetated flow paths in critical source areas.

For some catchments, however, results indicate, that there is such a high level of exceedances of PO_4-P concentrations (90 % percentiles) that despite major efforts, which improve water quality significantly, it will be difficult to fall below the existing target values.

This text was created in whole/in part with the assistance of AI and reviewed by a qualified person.

1 Hintergrund und Zielsetzung

Als Unterstützung der Belastungsanalyse für das Jahr 2013 (Nährstoffe) und das Jahr 2019 (Nährstoffe und Spurenstoffe) wurde in Österreich das Instrument der Stoffbilanzmodellierung zur Ermittlung grundlegender Informationen eingesetzt. Eine Stoffbilanzmodellierung kann auf der Ebene von (Teil-) Einzugsgebieten zum einen dazu eingesetzt werden, für nicht überwachte Gebiete eine Risikoeinstufung einer möglichen Zielverfehlung durchzuführen, welche wiederum für die Auslegung eines gezielten Monitorings genutzt werden kann. Zum anderen bietet eine entsprechende Modellierung die Möglichkeit, regionalspezifisch die dominanten Eintragspfade (punktförmig, diffus) quantitativ darzustellen und Szenarien zur Berechnung der Wirksamkeit unterschiedlicher Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen auf Gewässerfrachten und Gewässerkonzentrationen umzusetzen.

In Österreich liegt somit eine landesweite Modellierung mit dem Emissionsmodell MoRE für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor sowie ausgewählter Spurenstoffe vor (BMNT, 2019; BMNT, 2022). Der Modellzeitraum der letztmaligen Berechnungen deckte die Jahre 2009–2014 ab, die räumliche Auflösung basiert auf 895 Teileinzugsgebieten mit im Mittel rund 100 km^2 Fläche, wovon sich 754 in Österreich befinden. Der in diesem Projekt bearbeitete aktuellere Modellzeitraum deckt die Jahre 2015–2020 ab. Bei den Einzugsgebieten gibt es keine Veränderungen, so dass die Ergebnisse gut mit denen der alten Modellierung vergleichbar sind. Aufgrund der Modellergebnisse wird für die 754 österreichischen Einzugsgebiete eine aktualisierte Risikoanalyse durchgeführt, die eine Grundlage für weitere Aggregierungen der Modellergebnisse auf Wasserkörperebene bilden.

Aus den bisherigen MoRE-Anwendungen zeigt der Pegelabgleich für Stickstoff und Phosphor gute Anpassungen. Ein hoher Anteil an partikelgebundenem Transport, insbesondere aus den alpinen Gebieten, erschwert jedoch den Abgleich von Monitoring Daten und Modellergebnissen (z. B. für Gesamtphosphor). Dies zeigt, dass trotz einer grundsätzlich guten Anwendbarkeit der Emissionsmodellierung auch als Management-Werkzeug für eine weitere Verbesserung der Belastbarkeit der Ergebnisse nach wie vor Herausforderungen zu bewältigen sind, für die teilweise auch Datengrundlagen geschaffen werden müssen, die zurzeit in Österreich nicht oder nicht in dem Detailgrad vorhanden sind, der dafür nötig wäre.

Um insbesondere den Eintragspfad der Erosion und Maßnahmen, die mit einer Reduktion von Phosphor einhergehen, besser abzubilden, wird im Zuge des Projektes daher auch ein

spezifisches Erosionsmodell zum Einsatz kommen. RPhosFate (als Umsetzung des Modells PhosFate in R) ist ein Transport- und Emissionsmodell, welches es ermöglicht, innerhalb eines Einzugsgebietes jene Flächen und Eintragswege auszuweisen, die vor allem für einen erosiven Eintrag in die Gewässer relevant sind. RPhosFate wurde bereits für die Emissionsmodellierung von Schwebstoffen und partikulärem Phosphor genutzt und ist besonders auch in kleineren Einzugsgebieten gut anwendbar. Ein großer Teil der Weiterentwicklungen von RPhosFate wurde in oberösterreichischen Einzugsgebieten durchgeführt (z. B. Zessner et al., 2016, Zessner et al., 2017, Zessner et al., 2018). Speziell die Frage, wie eine Anbindung von Transportwegen an Gewässer erfolgt und wie eine Gebietsretention zu berücksichtigen ist, wurde anhand von Erfahrungen aus Oberösterreich im Modell implementiert.

Bei einer Umlegung dieser Erfahrungen auf andere Gebiete in Österreich im Zuge des Projektes „Begrünte Fließwege.at“ zeigten sich Probleme vor allem im Weinviertel, Mostviertel und einigen Einzugsgebieten im Süd-Osten der Steiermark. Für eine Weiterführung dieser Arbeiten war es daher vor allem für diese Gebiete erforderlich, auf Basis lokaler Erfahrungen weitere Adaptierungen am Modell durchzuführen, um damit eine geeignete Grundlage zur Identifikation von Eintragsflächen eines erosiven Stoffeintrages und zur Quantifizierung von Maßnahmen und deren Effektivität zur Reduktion dieser Einträge zu schaffen.

Ziel dieses Projektes ist die Bereitstellung modellgestützter Grundlagen für die österreichische Ist-Bestandsanalyse im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRL für das Jahr 2025 im Hinblick auf die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor. Dazu gehört auch eine modellgestützte Szenarienanalyse zur Reduktion von Gewässerbelastungen mit Nährstoffen, die im Falle der Betrachtung der erosiven Einträge auf der Modellierung mit RPhosFate fußt. Darüber hinaus werden auf Grundlage der Ergebnisse der Emissionsmodellierung mit MoRE weitere Szenarien in anderen Eintragspfaden (z. B. Kläranlagen, Grundwasser und Drainagen) betrachtet. Die Maßnahmenszenarien sollen dann in weiterer Folge mit dem Fokus auf mögliche Zielerreichungen insbesondere für Einzugsgebiete mit Zielverfehlung diskutiert werden.

Folgende Arbeiten werden in dem Projekt durchgeführt:

- Anfertigung einer Analyse im Hinblick auf eine mögliche Verfehlung der Umweltqualitätsziele gemäß QZV Ökologie OG (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer) oder spezifischer Belastungsschwerpunkte auf Ebene von 754 österreichischen Teileinzugsgebieten als Grundlage zur Festlegung eines Sondermonitorings für Fließgewässer für das Jahr 2025 für Nährstoffe,

- Durchführung einer regionalspezifischen Belastungsanalyse zur Identifikation der dominanten Eintragspfade auf Teileinzugsgebietsebene, die eine Zuweisung von Gewässerbelastungen zu den relevanten Eintragspfaden (Punktquellen, verschiedene diffuse Eintragspfade) ermöglicht,
- Adaptierung, Aktualisierung und Erweiterung der Transport- und Emissions-modellierung für erosive Nährstoffemissionen mit Hilfe von RPhosFate in ausgewählten Regionen sowie
- Szenarienanalyse zur Evaluierung der Wirksamkeit von Maßnahmen- und Maßnahmenkombinationen zur Reduktion von Gewässerbelastungen mit Nährstoffen unter kombinierter Nutzung der aktualisierten MoRE-Emissionsmodellierung und der RPhosFate-Anwendung.

Um diese Ziele zu erreichen, ist es nötig:

- das bestehende österreichweite Emissionsmodell zur Stoffbilanzmodellierung (Nährstoffe) zu aktualisieren (2015–2020),
- eine Erweiterung der Erosionsmodellierung mit RPhosFate durchzuführen und
- eine Modellerweiterung (MoRE) in Bezug auf die Szenarioanalysen inklusive einer Verknüpfung der Ergebnisse aus dem Modell RPhosFate durchzuführen.

2 Aktualisierung der MoRE - Modellierung für Nährstoffe

2.1 Technische Modellimplementierung

Für dieses Projekt wird das MoRE-Model, das in dem Projekt „STOBIMO Spurenstoffe“ (BMNT, 2019) auch für die Stickstoff- und Phosphor-Modellierung angelegt wurde (BMNT, 2022), weiterverwendet. Die Modellinstanz läuft, wie „STOBIMO Spurenstoffe“, auf einem Server der TU Wien.

Zu Beginn des Projekts wurde eine Sicherheitskopie der STOBIMO-MoRE-Model-Version angefertigt. Das Umweltbundesamt hat über VPN Zugang zum TU-Server und damit Zugriff auf das STOBIMO-MoRE-Modell. Mittels der frei verfügbaren Software R-Studio und R-Skripts ist es möglich, direkt auf die PostgresSQL Datenbank, die die Basis des Models bildet, zuzugreifen und komplexe Datenabfragen ohne die Verwendung der Benutzeroberfläche durchzuführen. Dies führt bei der Umsetzung von weiteren Veränderungen in der Modellstruktur zu einer erheblichen Zeitersparnis. Für den Aufbau dieser weiterführenden Modellierungskompetenzen wurde ein Austausch zwischen den verschiedenen Nutzern durchgeführt.

Eine generelle Neuausrichtung und Mehraufwand des bisherigen Betriebes der verschiedenen Modellinstanzen von MoRE auf dem TU-Server kann sich aus der zunehmenden Zahl der Anwendungen ergeben. Hier muss sowohl die Verfügbarkeit der Modellinstanzen als auch der technische Entwicklungsstand für alle relevanten Instanzen gewährleistet bleiben. Periodische Aktualisierungen der Instanzen durch COS-Systemhaus können daher in Zukunft nötig werden. Bislang wurden die Aufwendungen dafür über verschiedene Projekte abgedeckt. Weiterentwicklungen und neue Berechnungsansätze oder projektspezifische Maßnahmenszenarien wurden in bestehenden Modellinstanzen nachvollzogen. Der Vorteil daran ist eine einheitliche Modellstruktur, die alle Berechnungsansätze umfasst. Der Nachteil ist jedoch, dass mögliche Veränderungen (z. B. Inaktivierung alter Berechnungsansätze und Aktivierung neuer Ansätze (meist nur in Berichten dokumentiert) schwierig nachvollziehbar sind – aber nicht mehr einen vergleichbaren Anwendungsstand (z. B. im Vergleich zur vorhergehenden Ist-Bestandsanalyse) darstellen. Dies ist insbesondere dann ein Problem, wenn verschiedene Anwender unabhängig voneinander in unterschiedlichen Projekten an derselben Modellinstanz weiterarbeiten. Hier wäre ein kontinuierlicher Austausch

notwendig. Bei den wiederkehrenden Aufgaben im Rahmen des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans wären aber klar getrennte Instanzen die sinnvollere Lösung, da so der Bearbeitungsstand und somit die direkte Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet wären. Klare Verbesserungen bei den Berechnungsansätzen könnten so dennoch, nach einem Vergleich des Ausgangsmodells, nachvollzogen werden.

2.2 Modellvergleich

Aufgrund der bestehenden Nutzung des Modells in verschiedenen Projekten wurde ein Modellabgleich zwischen der vorliegenden Modellversion und der aus „STOBIMO Spurenstoffe“ angelegten Modellvariante für Stickstoff nötig. Einzelne Bereiche der Modellierung für den Parameter Stickstoff wurden in dem Projekt „NitroClim.At“ für die dort behandelten Schwerpunkte weiterentwickelt. Das bedeutet, dass die Modellergebnisse aus „STOBIMO Spurenstoffe“ zwar anhand der Abfragedokumentation im Modell abrufbar bleiben, die veränderte Modellstruktur mit teilweise veränderten Berechnungsansätzen aber bei Aktualisierung der Eingangsdaten zu einer aus der Abänderung der Modellstruktur ableitbaren Abweichung der Modellergebnisse führen würde. Da ein späterer Vergleich der Modellergebnisse zwischen den Perioden 2009–2014und der aktuellen Modellierungsperiode von 2015–2020 vorgesehen ist und die Auswirkungen und Sinnhaftigkeit der Neuerungen für die vorliegende Modellanwendung geprüft werden muss, werden in den folgenden Abschnitten die verschiedenen Modellansätze miteinander verglichen.

Dafür wurden von den drei relevanten Modelläufen („STOBIMO-Spurenstoffe 2009–2014“, „NitroClim.at mit neuen N-Überschussberechnungen“ und „NitroClim.at mit alten N-Überschussberechnungen“) sowohl die Ergebnisse als auch die Protokolle, in denen die Rechenschritte dokumentiert werden, aus dem MoRE-Model exportiert.

In einem ersten Schritt wurden die Emissionen aller Pfade miteinander verglichen. Für den Vergleich wurde das Jahr 2012 herangezogen, weil dieses Jahr sowohl in „STOBIMO-Spurenstoffe“ als auch in „NitroClim.At“ modelliert wurde. Waren die dokumentierten Emissionen in allen drei Modelläufen identisch, wurde dieser Pfad nicht weiter untersucht, da keine Änderungen vorgenommen wurden. Für folgende Eintragspfadberechnungen liegen keine Veränderungen im Vergleich mit der Version von „STOBIMO Spurenstoffe“ vor:

- Atmosphärische Deposition,
- Außerurbanen Straßen,

- Kommunale & Industrielle Kläranlagen,
- Kanal-Systeme (Mischwasserentlastungen, Regenwasserüberläufe).

Entwicklungen, die zu einem unterschiedlichen Modellergebnis führten, wurden für folgende Eintragspfade ermittelt:

- Drainagen,
- Erosion,
- Grundwasser,
- Oberflächenabfluss.

Entsprechend wurden die Protokolle von jedem der drei relevanten Modelläufe für jeden dieser Eintragspfade Schritt für Schritt miteinander verglichen. In dem von MoRE bereitgestellten Protokoll sind dabei pro Rechenschritt und für jede Variable alle Informationen zu den verwendeten Formeln sowie die verwendeten Werte aufgeführt, was es ermöglicht, alle Variablen miteinander zu vergleichen, auch wenn es keine Ergebnisvariablen sind.

Durch diese Vorgehensweise konnten die Ursachen für Unterschiede in den verschiedenen Modellläufen genau identifiziert werden. Ein notwendiger Schritt, um erstens Fehler beim Vergleich der Modellergebnisse der aktuellen Ist-Bestandsanalyse mit der Vorgängerversion zu vermeiden und um zweitens zu entscheiden, ob die Veränderungen an dem Modell (für die Risikoanalyse) eine grundsätzliche Verbesserung darstellen und beibehalten werden sollen, oder ob es sich um spezifische Anpassungen handelt, die zum Beispiel die bessere Bewertung von Klimaszenarien ermöglicht, aber die Modellergebnisse grundsätzlich nicht valider macht.

Tabelle 1 zeigt die Änderungen zwischen „STOBIMO-Spurenstoffe“ und dem „NitroClim.AT“ Model für alle in MoRE modellierten Pfade.

Für die Eintragspfade Drainagen und Grundwasser wurde in NitroClim.at eine Veränderung der Berechnung der N-Überschüsse durchgeführt, die zu anderen Ergebnissen führt. Für die Eintragspfade Erosion und Grundwasser wurden im NitroClim.at neue Ansätze entwickelt. Die Unterschiede in den Grundwassereinträgen entstehen einerseits aus der Verwendung von anderen Abflussdaten, anderseits aus einer neuen Struktur des Berechnungsansatzes.

Der Grundwasser-Ansatz wurde im Zuge von NitroClim.At angepasst, um einen Vergleich zwischen den im NitroClim.at Model Framework entwickelten anderen Modellen

(außerhalb von MoRE) zu ermöglichen. Der neue Ansatz beinhaltet jetzt genauere Berechnungsmöglichkeiten für die Grundwassereinträge von Stickstoff aus natürlichen Flächen und Almen.

Tabelle 1: Übersicht über Änderungen zwischen STOBIMO und NitroClim.AT pro Pfad.

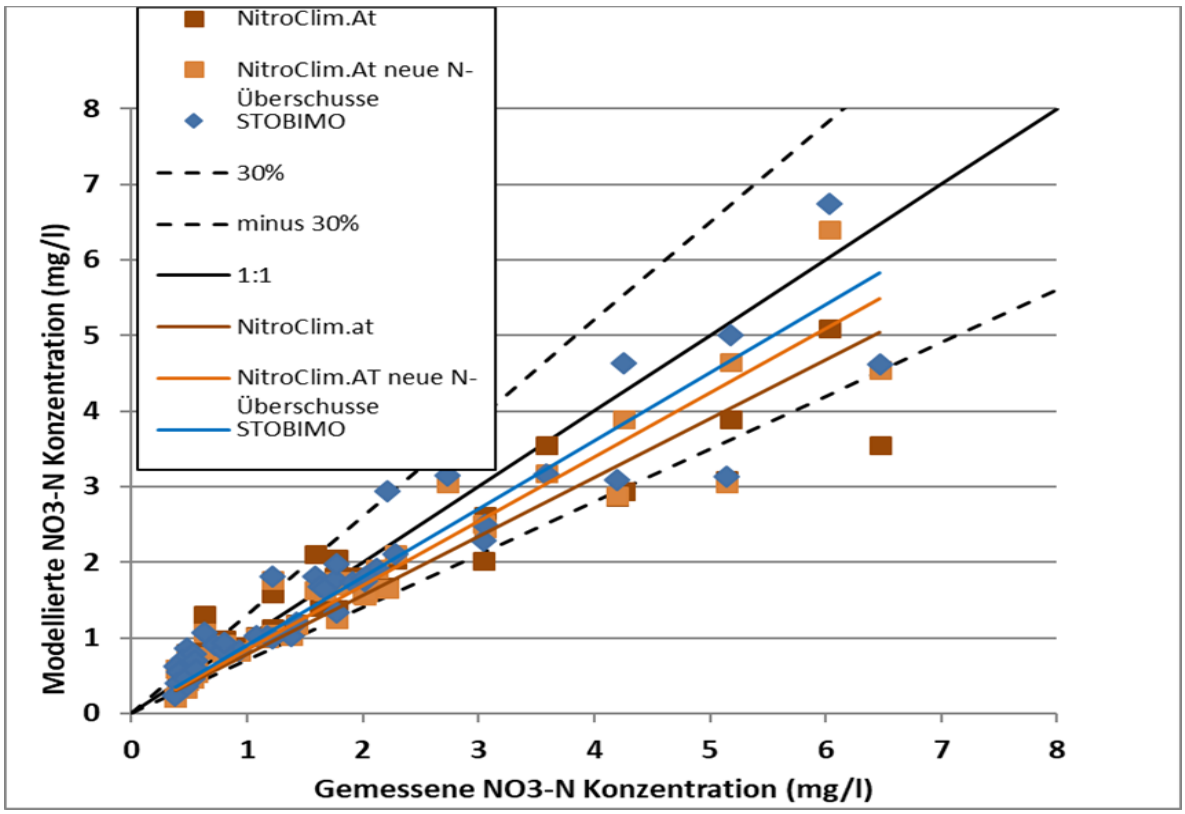
Pfad	NitroClim.AT	NitroClim.AT neue N-Überschüsse
Atmosphärische Deposition	Ident mit STOBIMO	Ident mit STOBIMO
Erosion	Veränderter Erosionsansatz für LW-Flächen	Veränderter Erosionsansatz für LW-Flächen
Grundwasser	NitroCLim.AT Ansatz, andere Abflussdaten	NitroCLim.AT Ansatz, andere Abflussdaten &
Neue N-Überschüsse		
Drainagen	Ident mit STOBIMO	Neue N-Überschüsse
Oberflächenabfluss	Ansatz Ident mit STOBIMO, andere Abflussdaten	Ansatz Ident mit STOBIMO, andere Abflussdaten
Außerurbane Straßen	Ident mit STOBIMO	Ident mit STOBIMO
Kommunale Kläranlagen	Ident mit STOBIMO	Ident mit STOBIMO
Industriele Kläranlagen	Ident mit STOBIMO	Ident mit STOBIMO
Mischwasser-Überläufe	Ident mit STOBIMO	Ident mit STOBIMO

Es ist ersichtlich, dass die Veränderungen im „NitroClim.AT“ auf unterschiedlichen Ebenen durchgeführt wurden. Zum einen geht es (wie oben für den Grundwasserpfad beschrieben) um Änderungen der Berechnungsansätze (für natürliche Flächen und Almen). Zum anderen geht es um Veränderungen der Eingangsdatenaufbereitungen für die Abflussberechnungen und die N-Überschussberechnungen.

Die Niederschlagsberechnungen beeinflussen die Wasserbilanz, die z. B. Eingang in die Erosionsberechnung nach der ABAG-Gleichung haben (R: Erosivitätsfaktor (R) (auch: Regen- und Oberflächenabflussfaktor genannt) [kJ/m² · mm/h/a] bzw. [N/h/a], der die auf den Boden wirkenden Ablöse- sowie Transportkräfte ausdrückt). Die veränderte Stickstoff-Überschussberechnung hat dagegen Einfluss auf die Berechnung des Grundwassereintrages sowie auf die von Drainagen und der Erosion von Stickstoff aus landwirtschaftlichen Flächen, wobei letztere nur einen sehr geringen Einfluss hat.

Abbildung 1 zeigt die Modellanpassung für die Modellergebnisse von STOBIMO und Nitro-Clim.At (mit und ohne die neuen integrierten N-Überschussberechnungen).

Abbildung 1: Modellvalidierung für STOBIMO und NitroClim.At.



Es zeigt sich, dass in Einzugsgebieten mit geringen Konzentrationen die unterschiedlichen Modellversionen kaum Effekte auf die resultierende Konzentration haben. In Einzugsgebieten mit hohen Konzentrationen fallen die Unterschiede jedoch teilweise deutlich aus. Hierbei handelt es sich um landwirtschaftlich intensiv genutzte Einzugsgebiete, bei denen sich die veränderten Stickstoffüberschuss-Berechnungen massiv auswirken und es so zu Konzentrationsänderungen von 1–2 mg/l NO_3-N kommen kann, was für die Bewertung einer Zielerreichung von Relevanz sein kann.

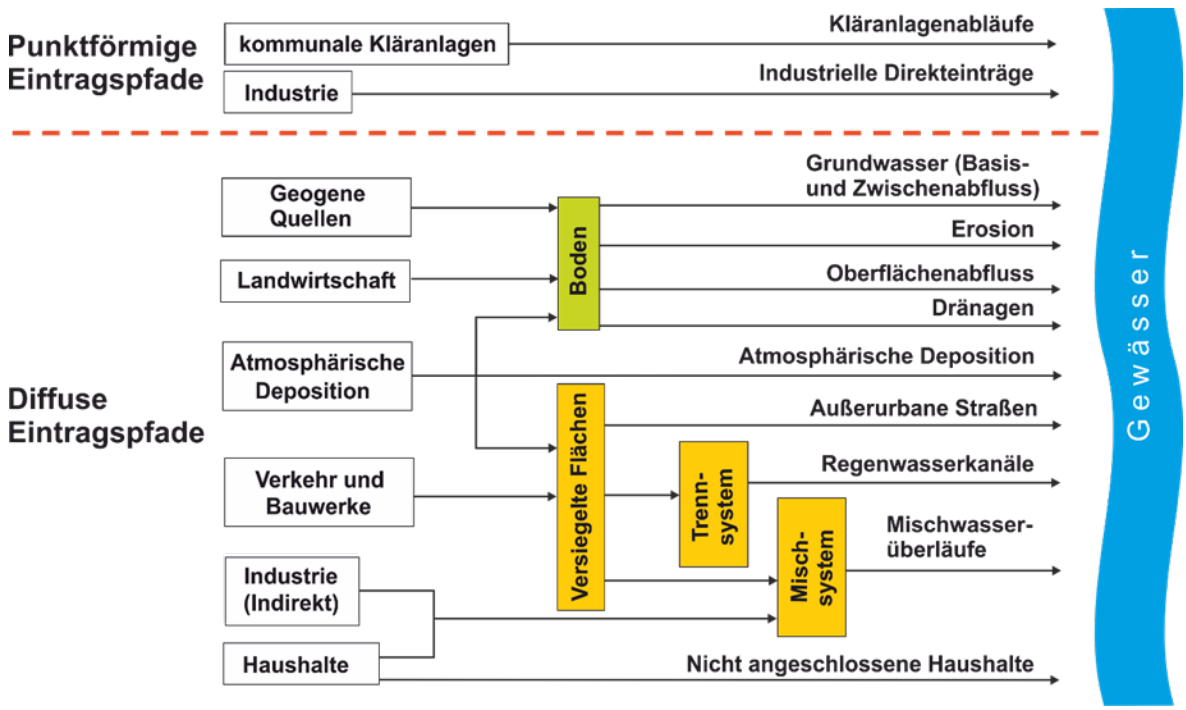
Alle drei Modelläufe ergeben eine gute Modelanpassung. Die Korrelationskoeffizienten liegen zwischen 0,82 und 0,90 und nur sehr wenige Datenpunkte weisen eine Abweichung von >30 % zwischen den gemessenen und den modellierten NO_3-N-Konzentrationen (Modellergebnisse als DIN) auf. Insgesamt kommt es in höheren Konzentrationsbereichen von NO_3-N eher zu einer Unterschätzung durch die Modellmodifikationen in NitroClim.AT.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Änderungen in NitroClim.AT im Wesentlichen auf eine Differenzierung der Ergebnispräsentation abzielen und nicht auf inhaltliche Veränderungen der Berechnungsansätze. Die zum Teil erheblichen Änderungen der Konzentrationsberechnungen stammen aus der Verwendung unterschiedlicher Stickstoff-Überschussberechnungen. Da die Stickstoff-Überschüsse im vorliegenden Projekt für die Periode 2015–2020 neu berechnet wurden und diese Berechnung gut mit jener aus der vorangegangenen Modellperiode übereinstimmt, wurden keine weiteren technischen Modifikationen der Modellstruktur nötig.

2.3 Modellierungswerkzeug MoRE

MoRE ist ein Modell zur regionalisierten Pfadanalyse von Stoffeinträgen in Oberflächen-gewässer. Die Stoffeinträge verschiedener Quellen über die Eintragspfade werden mithilfe empirischer Ansätze modelliert. Die in MoRE berücksichtigten Eintragspfade sind in Abbildung 2 dargestellt.

Abbildung 2: Berücksichtigte Abflusskomponenten und Eintragspfade (modifiziert nach Fuchs et al., 2010).



Quelle: Umweltbundesamt/TU Wien modifiziert nach Fuchs et al. (2010)

Das Modell MoRE berechnet die Emissionen über unterschiedliche Eintragspfade in Jahresschritten für hydrologische Teileinzugsgebiete („Analysegebiete“). Unter Berücksichtigung der Retention (Sedimentation oder Abbau/Ausgasung) von Stoffen kann für jedes der betrachteten Analysegebiete am Gebietsauslass (Abfluss ins flussabwärts gelegene Analysegebiet) eine Stofffracht im Gewässer und über Umlegung über den Abfluss auch eine Konzentration im Gewässer berechnet werden. Eine Plausibilitätsprüfung der modellierten Gewässerfrachten und -konzentrationen ist über einen Vergleich mit den aus Beobachtungen gewonnenen Frachten und Konzentrationen möglich.

MoRE ist gleichermaßen der Name für die Modellansätze als auch für die technische Plattform, in welcher das Modell implementiert ist. Diese auf Open Source-Komponenten aufgebaute Plattform ermöglicht es dem Anwender, verschiedene Varianten von Eingangsdatensätzen und Berechnungsansätzen parallel zu implementieren und zu vergleichen (BMNT, 2019).

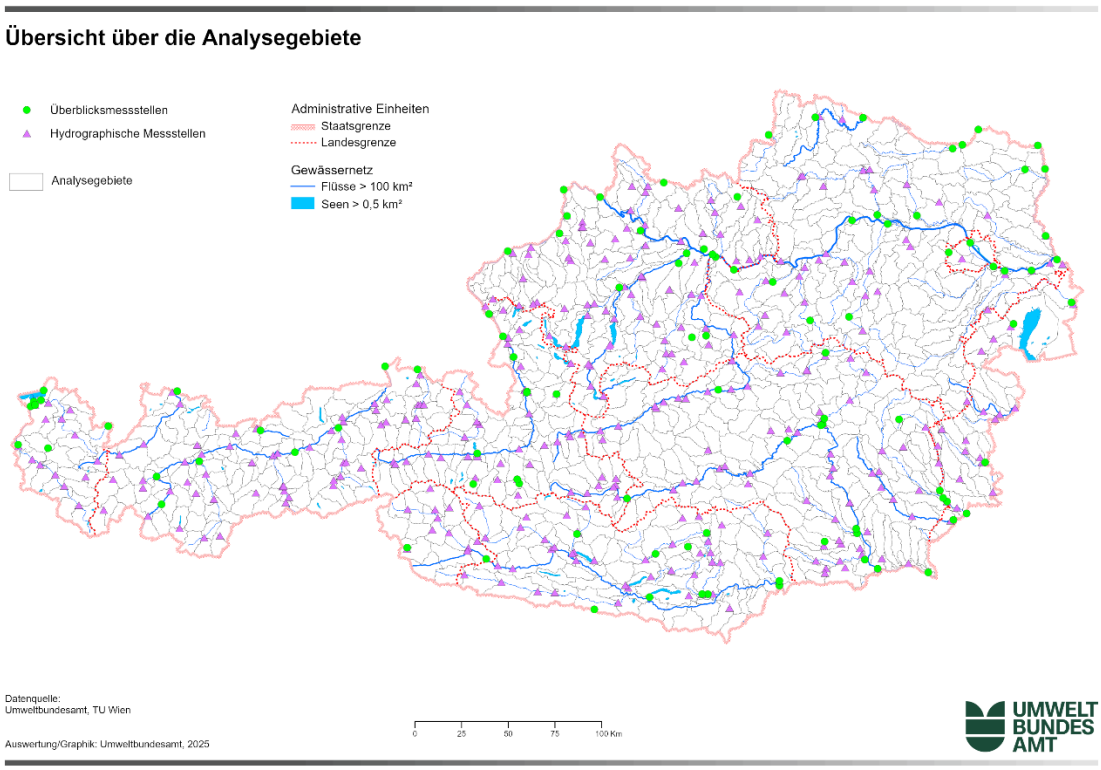
Die Modellansätze von MoRE bauen auf das für Nährstoffe entwickelte MONERIS (Version 2.01) auf und sind in Fuchs et al. (2017) dokumentiert. Die in Zessner et al. (2011) dokumentierten Anpassungen von MONERIS für den alpinen Raum wurden in MoRE übernommen. Die Anpassungen wurden bereits in der österreichweiten Modellierung mit MONERIS für den Zeitraum 2001–2006 berücksichtigt (Gabriel et al., 2011).

2.4 Abgrenzung der Teileinzugsgebiete

Die Abgrenzung der MoRE-Teileinzugsgebiete ist eine wesentliche Grundlage für alle Berechnungsschritte im Modell. Auf Ebene dieser Einzugsgebiete erfolgen die Modellierungen der stofflichen Einträge. Anhand der hierarchischen Gliederung der Teileinzugsgebiete in einem sogenannten Abflussbaum und einer Abflussgleichung (Flow Net Equation, FNE) können unterschiedliche Datenbestände (z. B. Frachten) einzelner Teileinzugsgebiete auf größere Einzugsgebietsebenen aggregiert werden (BMNT, 2019).

Abbildung 3 zeigt die ausgewiesenen 754 Analysegebiete der MoRE-Modellierung, die Grenzen der Bundesländer und von Österreich, das Fließgewässernetz, die Pegelmessstellen und die GZÜV-Überblicksmessstellen.

Abbildung 3: Überblick über die Einzugsgebietsabgrenzung, Fließgewässernetz, HZB-Pegel und GZÜV-Messstellen.



Die bereits in dem Vorgängerprojekt (BMNT, 2019) abgegrenzten Einzugsgebiete wurden ohne Änderungen übernommen.

2.5 Wesentliche veränderte Modellansätze

In diesem Bericht werden nur die wesentlichen Veränderungen jener Modellansätze dargestellt, die von der vorangegangenen Modellanwendung der Periode 2009–2014 abweichen. Die übrigen Modellansätze sind in BMNT (2019) und in BMNT (2022) detailliert dokumentiert worden und sollen an dieser Stelle nicht noch einmal aufgeführt werden.

Änderungen in der Aufbereitung komplexer Eingangsdaten, wie die Kläranlagendaten, den Bodenabtrag oder die Stickstoff - Überschussberechnung werden in Kapitel 3 unter den jeweiligen Unterkapiteln beschrieben.

Mit Ausnahme des Ansatzes zur Berechnung der partikulären Einträge aus den gebirgigen Regionen und aus den bewaldeten Regionen wurden in der aktuellen Modellanwendung keine Änderungen vorgenommen. Damit ist eine gute Vergleichbarkeit der alten Modellergebnisse mit der neuen Modellperiode gewährleistet und wird in den Modellergebnissen auch dargestellt (Kapitel 4).

2.5.1 Berechnungsansätze für den partikulären Eintrag aus gebirgigen und bewaldeten Flächen

Die Quantifizierung der Feststoffeinträge in die Gewässer ist in MoRE grundsätzlich auf zwei Berechnungsschritten aufgebaut, nämlich auf der Einschätzung vom Bodenabtrag und auf dessen Multiplikation mit einem Sedimenteintragskoeffizienten (Sediment Delivery Ratio, SDR).

Für die Modellierungsperiode 2009–2014 wurde auf Grundlage des in Österreich betriebenen Sedimentmonitorings ein Ansatz entwickelt, der die Einträge aus bewaldeten Regionen in Abhängigkeit der mittleren Steilheit dynamisch ermittelt und Abträge von 0,1 t/ha/a bei einem Gefälle von unter 15 % bis zu 9 t/ha/a bei einem mittleren Gefälle von 75 % berechnet. Dieser Ansatz führt in einigen alpinen Einzugsgebieten zu unrealistisch hohen Phosphor-Emissionen.

Auch die korrigierten Anteile der erosiven Einträge aus den gebirgigen Regionen, die bei der Anpassung an die Sedimentfrachten massiv erhöht wurden, führen zu Überschätzungen. Aus diesem Grund wurden in der aktuellen Modellierung für die bewaldeten und die gebirgigen Regionen die alten, in (Gabriel et al., 2011) hinterlegten Berechnungsansätze verwendet.

Zusammengefasst lassen sich für die drei betrachteten natürlichen Kompartimente „Gletscher“, „Offene Gebirgsflächen“, „Bewaldete Gebiete“ aus dem überarbeiteten Modellansatz (BMNT, 2019) zur Berechnung des partikulären Eintrages in die Gewässer folgende Kennwerte gewinnen:

- Gletscher: Reduktion von 35 t/ha/a auf 25 t/ha/a
- Offene Gebirgsflächen: Erhöhung von 0,2 t/ha/a auf 10 t/ha/a
- Bewaldete Gebiete: Änderung von 0,2 t/ha/a auf gefälleabhängigen Raten von 0,1 t/ha/a (bei >15 % mittleren Gefälle) bis zu 9 t/ha/a (bei mittlerem Gefälle von 75 %).

In der vorliegenden Modellanwendung wurden folgende Raten zur Berechnung des partikulären Eintrages in die Gewässer verwendet:

- Gletscher: 25 t/ha/a (BMNT, 2019)
- Offene Gebirgsflächen: 0,2 t/ha/a (Gabriel et al., 2011)
- Bewaldete Gebiete: 0,2 t/ha/a. (Gabriel et al., 2011).

3 Aktualisierung der Eingangsdaten

3.1 Aktualisierung der Basisdaten

Bei den Basisdaten handelt es sich um verschiedene Datentypen, die im Modell als wichtige Eingangsdaten zur Lösung der Modellalgorithmen hinterlegt werden. Dabei unterscheidet man zwischen Konstanten (die räumlich und zeitlich unveränderbar sind), und räumlich variablen Daten (die sich räumlich ändern, aber über die Zeit konstant sind) und temporären und räumlich variablen Eingangsdaten.

Für die Konstanten besteht nur dann ein Aktualisierungsbedarf, wenn durch die Auswertung neuer Datensätze veränderte Modellansätze in das Modell implementiert werden. Die räumlich variablen Eingangsdaten (wie z. B. Bodensubstrate, hydrogeologische Klassen) sind an die Einzugsgebiete anzupassen und können so lange verwendet werden, bis akkuratere Datensätze vorliegen oder erstellt wurden. Die temporären und räumlich variablen Datensätze (wie z. B. Niederschlagsdaten und Evapotranspiration, Abflussdaten, Stickstoffüberschüsse und Bodenabtrag) müssen bei jeder zeitlichen Erweiterung des Modells neu erstellt werden. Zudem werden die zur Verfügung stehenden Daten zu den Einträgen aus Punktquellen ergänzt.

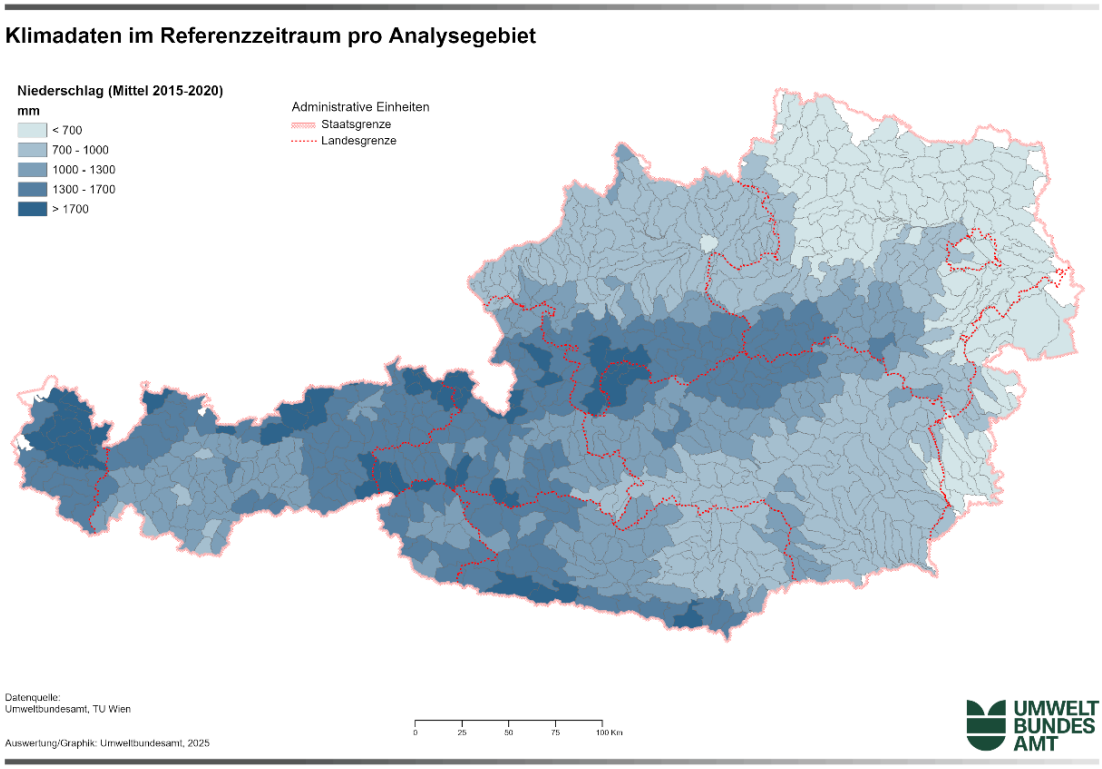
3.1.1 Niederschläge und Evapotranspiration

Klimadaten wurden aus den frei verfügbaren räumlichen Datensätzen der GeoSphere Austria ermittelt, wobei für jedes Einzugsgebiet aus STOBIMO ein räumlicher Jahresmittelwert (2015–2020) über die verfügbare Fläche gebildet wurde.

Niederschlagsdaten werden im SPARTACUS-Datensatz bereitgestellt und sind sowohl in täglicher, monatlicher als auch jährlicher Auflösung verfügbar. Hier wurde ein räumlicher Mittelwert über die Jahreswerte aller Pixel gebildet, die sich mit dem Einzugsgebiet überschneiden.

Die Daten der letzten Klimanormalperiode (1991–2020) wurden extrahiert, dafür eine Zeitreihe pro Einzugsgebiet erstellt und für den Beobachtungszeitraum von 2015–2020 jeweils ein Mittelwert als Referenz bestimmt (siehe Abbildung 4).

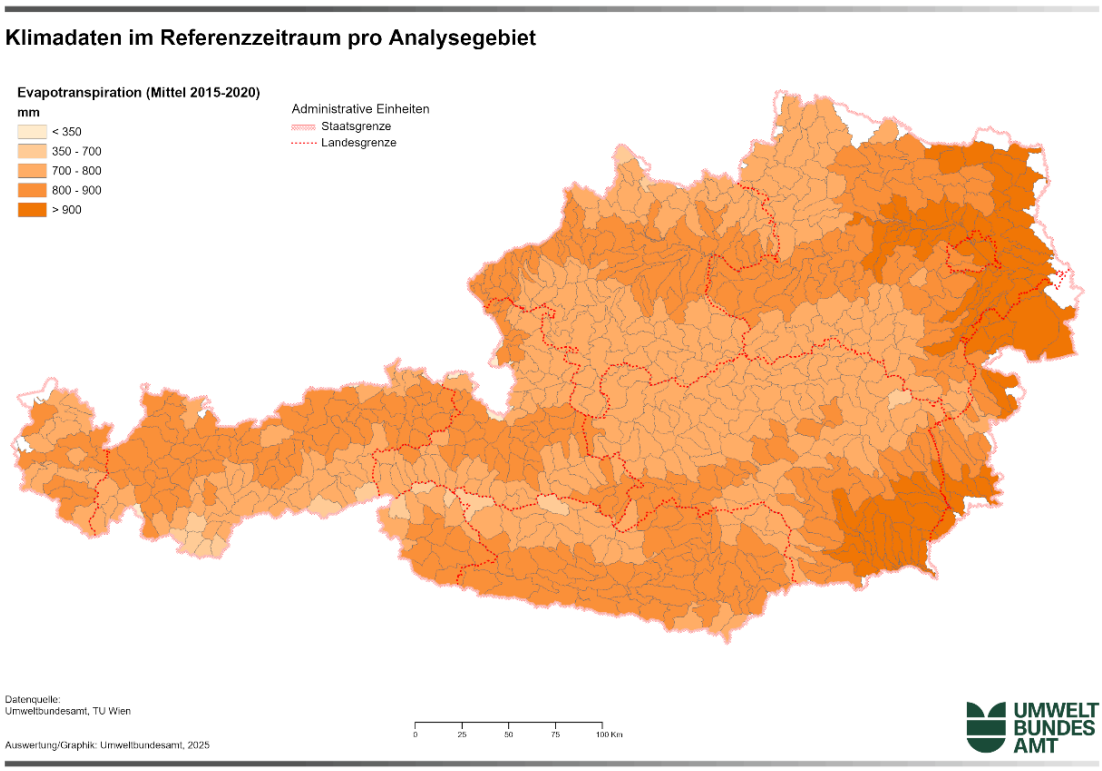
Abbildung 4: Niederschlagsmittelwert pro Einzugsgebiet im Zeitraum von 2015–2020.



In Abbildung 5 ist der Mittelwert der Evapotranspiration über den Zeitraum von 2015–2020 dargestellt.

Die Daten für die Evapotranspiration sind im WINFORE-Datensatz in täglicher Auflösung verfügbar. Hierfür wurde ebenfalls eine Zeitreihe der Jahresmittelwerte für denselben Zeitraum erzeugt, es war aber zusätzlich notwendig, aus den Tagesmittelwerten einen Jahresmittelwert zu ermitteln.

Abbildung 5: Mittelwert Evapotranspiration pro Einzugsgebiet im Zeitraum von 2015–2020.



3.1.2 Hydrographische Daten und Abflussmodellierung

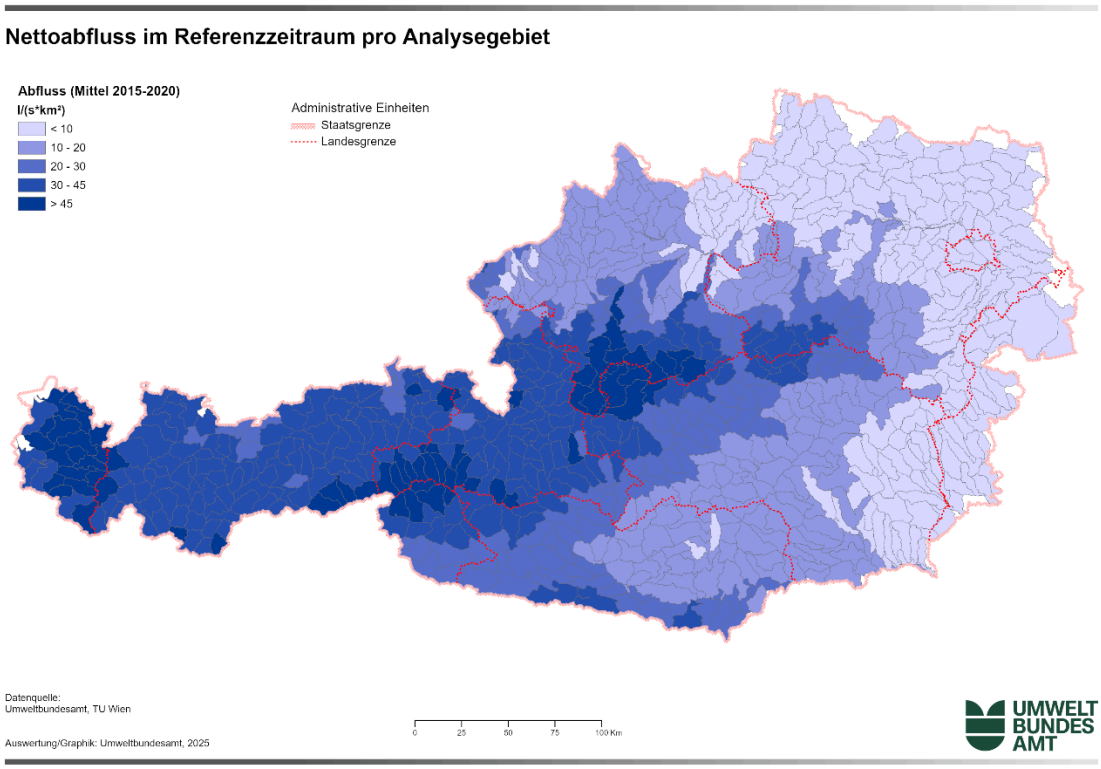
Für die MoRE-Modellierung wird der Nettoabfluss, also jener Abfluss, der durch Abflussbildung aus Niederschlag im Analysegebiet entsteht, benötigt. Daraus werden im Modell die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss und unterirdischer Abfluss (Grundwasser und Zwischenabfluss) berechnet (BMNT, 2019).

Durch das umfangreiche Pegelmessnetz in Österreich konnte für eine große Anzahl der Analysegebiete der Nettoabfluss durch Auswertung der Pegeldaten direkt erfasst werden. Für jene Gebiete, welche nicht durch naheliegende Abflusspegel abgedeckt sind, wurden die Arbeiten von Skøien et al. (2006) herangezogen, die mit Hilfe eines Top-Kriging-Ansatzes tägliche Abflüsse für die Auslässe aller Analysegebiete ableiten konnten (BMNT, 2019).

3.1.2.1 Modellierung des Gesamtabflusses

Die Modellierung des Gesamtabflusses folgt der Methode, die bereits in der vorangegangenen Emissionsmodellierung für die Jahre 2009–2014 verwendet worden ist (BMNT, 2019).

Abbildung 6: Mittlere Abflüsse pro Einzugsgebiet im Zeitraum von 2015–2020.



Ein Vergleich der Summe der mittleren Abflüsse, die für die MoRE-Einzugsgebiete für die Periode 2009–2014und 2015–2020 berechnet wurden, zeigt in der aktuellen Periode um 4 % geringere Abflüsse, die von Einzugsgebiet zu Einzugsgebiet Schwankungen unterliegen und häufig auch höher sind als in der älteren Periode – sie repräsentieren also gut die natürlichen Abflussschwankungen. So liegt die Standardabweichung der ermittelten Abflüsse in den Einzugsgebieten und den verglichenen Modellperioden zwischen +/- 15 %. Insgesamt zeigen die für die Einzugsgebiete berechneten Abflüsse in den unterschiedlichen Modellperioden somit eine gute Übereinstimmung.

3.1.2.2 Abflusskomponenten von offenen Flächen

Als Grundlage für eine stoffliche Emissionsmodellierung wird der Gesamtabfluss eines Analysegebietes in unterschiedliche Abflusskomponenten unterteilt.

Neben den Abflusskomponenten von versiegelten Flächen (urbane Systeme mit Mischwasserentlastungen und Niederschlagswasserabflüsse aus Trennkanalisationen, Kläranlagenabläufe und Abfluss außerurbaner Verkehrsflächen) werden auch Abflusskomponenten aus offenen Flächen berücksichtigt. Dazu gehört der Oberflächenabfluss, welcher den oberflächlichen Abfluss von nichtversiegelten Flächen (landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gebirgig) beinhaltet.

Der Abfluss aus landwirtschaftlichen Drainagen wird dort relevant, wo ein großer Teil der Flächen landwirtschaftlich genutzt wird und Drainagen aufweist. Hierbei handelt es sich um einen künstlichen, durch Dränrohre beschleunigten Interflow, der insbesondere den Bodenhorizont entwässert.

Der natürliche unterirdische Abfluss setzt sich aus dem Interflow und dem Basisabfluss des Grundwassers zusammen. Der Interflow oder Zwischenabfluss ist als ein lateraler, bodennaher direkter Abfluss zum Fließgewässer zu verstehen, wobei der Abfluss entlang undurchlässiger Schichten erfolgt, ohne den eigentlichen Aquifer zu erreichen. Der Basisabfluss bezeichnet den lateralen Zustrom von Grundwasser aus dem Grundwasserkörper in das Fließgewässer.

Eine getrennte Betrachtung dieser beiden Abflusskomponenten ist zurzeit in MoRE nicht implementiert

3.1.2.3 Abflusskomponenten von Punktquellen

Die in MoRE parametrisierten Abflüsse von Punktquellen konnten für den aktuellen Zeitraum weiter präzisiert werden. So stehen nun im Emissionsregister Oberflächengewässer (EMREG-OW) Daten für kommunale Kläranlagen >2.000 EW (623) sowie aktuell Daten aus kommunalen Kläranlagen von >500–2.000 EW (271) zur Verfügung, sowie Daten von Einleitungen von industriellen Direkteinleitern (194). Alle Kläranlagen konnten durch einen definierten Einleitepunkt klar einem Einzugsgebiet zugeordnet werden.

Darüber hinaus werden mehr als 20.000 Kleinkläranlagen von 50–500 EW aufgeführt, die den Gemeinden zugeordnet werden. Diese wurden in das Modell über die neue Variable „WWTP_small_50_Q“ angelegt. Dabei handelt es sich um nicht zeitbezogene Daten, die auf Einzugsgebietsebene verschnitten wurden und deren Ablauf aus den Einwohnerwerten gültig für den Gesamtzeitraum berechnet wurden. Somit werden sie, anders als die Anlagen

>500 EW, nicht in der modelleigenen Datenbank inklusive Stammdateninformationen geführt, sondern sind flächenspezifisch den Einzugsgebieten zugeordnet worden.

3.1.2.4 Abflusskomponenten aus der Kanalisation

Die Niederschlagswassereinleitungen aus der Trennkanalisation werden über einen Datensatz zu versiegelten Flächen in urbanen Gebieten (Dächer, Straßen, versiegelte Flächen) aus dem Projekt SCHTURM (Clara et al. 2014) und den Niederschlagsdaten ermittelt.

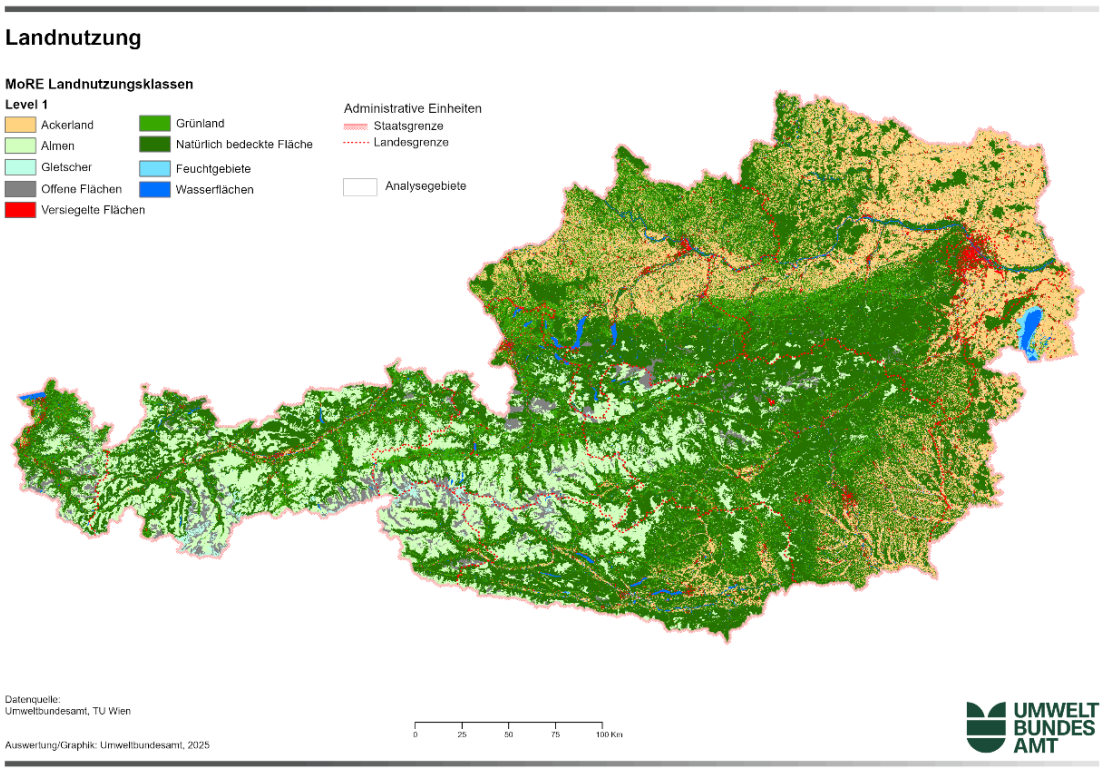
Die entlastete Mischwassermenge wird aus dem Oberflächenabfluss versiegelter Flächen (s.o.) und dem abgeleiteten Schmutzwasser berechnet. Die Berechnung der entlasteten Mischwassermengen erfolgt in Anlehnung an die Methode in Clara et al. (2014). Dabei wird der Schmutzwasseranfall über die mittlere Belastung und den spezifischen Abwasseranfall bei Trockenwetter berechnet.

3.1.3 Landnutzungsdatensatz

Der verwendete Landnutzungsdatensatz beruht methodisch auf dem österreichweit für die Stoffbilanzmodellierung optimierten Datensatz der DKM, die durch spezifische Datensätze (z. B. Gletscherflächen) ergänzt worden sind. Eine genaue Beschreibung des Landnutzungsdatensatzes findet sich in BMNT, 2019.

Wie in den vorangegangenen Datensätzen wird die Landnutzung durch die Verwendung eines aktuellen InVeKOS-Datensatzes für die sich verändernde landwirtschaftliche Nutzfläche (Ackerland und Grünland) für die Modellperiode angepasst. Die jährlichen Abweichungen, die durch Nutzung der InVeKos-Datensätze entstehen, machen die Korrektur der weiteren Landnutzungsdatensätze erforderlich. Ein Vergleich der in InVekos ausgewiesenen und für die Modellierung mit den 754 Einzugsgebieten verschnittenen landwirtschaftlich genutzten Flächen für die Periode 2009–2014 und 2015–2020 ergibt im Mittel einen Rückgang der Ackerflächen von 13.498 km^2 auf 12.490 km^2.

Abbildung 7: Landnutzungskarte in Österreich mit den in STOBIMO genutzten Landnutzungsklassen.



Der Eingangsdatensatz „Ackerland“ wird im Modell MoRE durch Verschneidung der Ackerflächen mit einem digitalen Geländemodell in fünf verschiedene Gefälleklassen unterteilt. Dabei entfallen 16,1 % auf die Gefälleklasse von 0–1 % Hangneigung, 12,8 % auf eine Hangneigung von 1–2 %, 17,6 % der Ackerflächen fallen in die Hangneigungsklasse mit 2–4 % Neigung, 24,7 % in die vierte Hangneigungsklasse, die Flächen mit Neigungen von 4–8 % charakterisiert, während 28,7 % der Ackerflächen auf Neigungen von >8 % anzutreffen sind. Über 50 % der Ackerflächen, deren Datensätze für das Modell ausgewertet wurden, liegen somit auf Flächen mit einer erhöhten Hangneigung >4 %.

Das in den ausgewerteten Datensätzen aufsummierte Grünland geht ebenfalls im Mittel zurück und verringert sich von 9.916 km^2 auf 9.285 km^2.

3.1.4 N-Überschussberechnungen

Die Berechnung der Stickstoffbilanz erfolgt für jedes einzelne Jahr im Auswertezeitraum (2015–2020) je Gemeinde, bezogen auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche (LF), die

in der INVEKOS-Datenbank enthalten ist (Ergebnis: Stickstoff-Überschuss in kg N /ha LF). Eine genaue Beschreibung der Methode findet sich in dem Bericht „Stickstoffbilanzen 2012–2018 – Berechnung auf Grundwasserkörper-Ebene“ (BMLRT, 2020).

Zur Berechnung der Stickstoffbilanzen wurden folgende Bilanzglieder verwendet:

Einträge

- Düngung aufgrund des eingeschätzten Nährstoffbedarfs,
- Nährstoffüberschuss aus Tierhaltung,
- symbiontische Luftstickstofffixierung,
- nichtsymbiontische Luftstickstofffixierung,
- atmosphärische Deposition,
- weitere Einträge mit dem Wirtschaftsdünger:
  - Lokal wirksame atmosphärische Deposition gasförmiger N-Verluste aus dem Wirtschaftsdünger,
  - Differenz feldfallender – jahreswirksamer N,
  - Berücksichtigung von Klärschlammaufbringung, Kompost und Gärrückständen
  - Austräge,
  - Nährstoffentzüge durch die Ernte.

Zur Berechnung der Stickstoffbilanzen für die Landwirtschaft wurde von der Summe der Einträge die Summe der Austräge pro Betrieb abgezogen. Die für die Ermittlung der N-Überschüsse notwendigen INVEKOS-Daten wurden beim zuständigen Ministerium (BMLUK) angefragt, die wesentlichen Datensätze zu den Schlagflächen, Tierzahlen, Kulturen, Bedarfsmengen etc. wurden extrahiert.

Die Brutto-Stickstoffbilanz eines Gebietes ermittelt den Brutto-Stickstoffüberschuss bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche auf regionaler Ebene und wurde für alle Einzugsgebiete beruhend auf den Brutto-N-Einträgen und N-Austrägen im Erntegut in Anlehnung an das Eurostat/OECD-Handbuch (Nutrient Budgets – Methodology and Handbook, Eurostat 2013) für die Jahre 2015 bis 2020 einzeln und gemittelt auf Gemeindeebene über den ausgewerteten Zeitraum berechnet.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die notwendigen, zur Verfügung stehenden Eingangsdaten für einzelne Bilanzglieder, unterteilt in Input und Output.

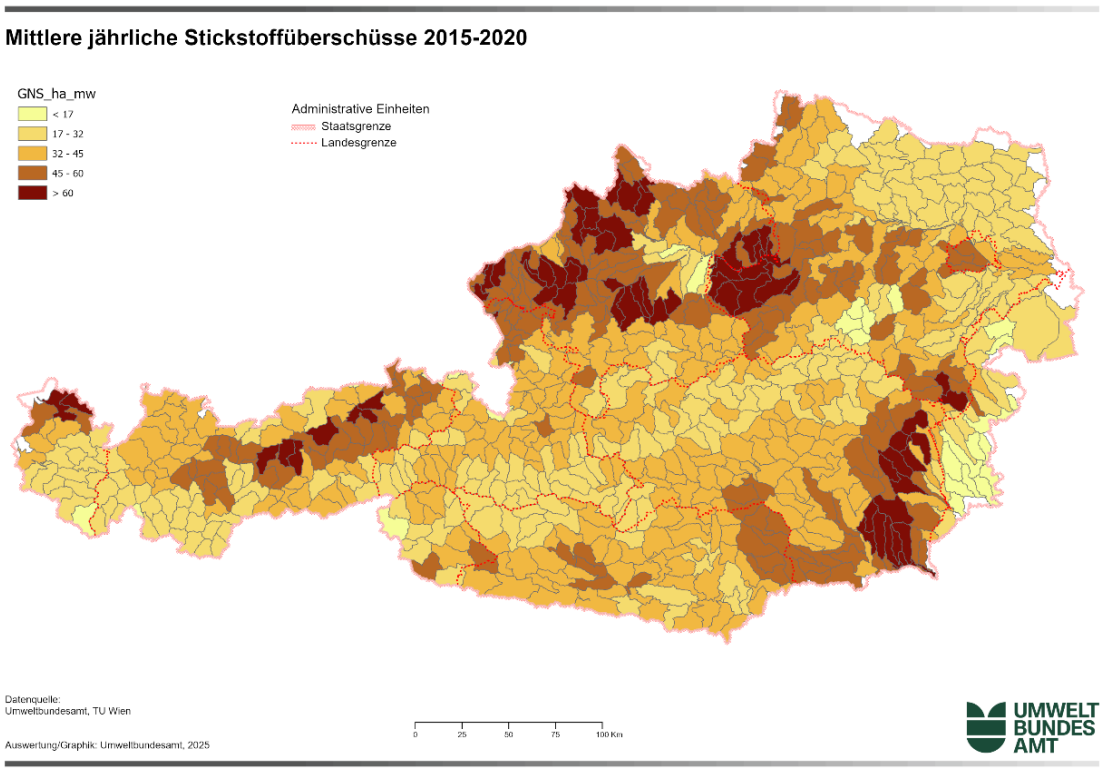
Tabelle 2: Überblick über die für die N-Überschussbilanzierung erhobenen Eingangsdaten (aus: BMLRT, 2020).

Input	Quelle	Auflösung räumlich
Wirtschaftsdüngeranfall	(1) INVEKOS (L005, L048)	Betrieb
	(2) Veterinärinformationssystem (VIS)	Gemeinde
Stickstoffbedarf	INVEKOS L037; und RL SGD, AMA Homepage, Literatur	Schlag
N-Fixierung	INVEKOS L037; Literatur	Schlag
Deposition	EMEP-Daten (MSC-West Modell)	Raster 11x11 km
Klärschlamm	Austria´s National Inventory Report 2019 (Umweltbundesamt 2019), Bundesländer Luftschadstoff-Inventur 1990-2017 (UMWELTBUNDESAMT 2019a)	Bundesland
Kompost	Austria´s National Inventory Report 2019 (UMWELTBUNDESAMT 2019a)	National
Pflanzliches Gärsubstrat aus Biogasanlagen	Austria´s National Inventory Report 2019 (Umweltbundesamt 2019a)	National
Erträge (N-Entzug)	Statistik Austria	Bezirk/ Bundesland/ National

Die Ertragslageneinstufung, nach der eine entsprechende Stickstoffdüngung für die Abschätzung der ausgebrachten Mineraldüngermenge angenommen wird, basiert je Kulturart auf den Erträgen der jeweils vorangegangenen fünf Jahre. Die Einstufung erfolgt für die höchste Ertragslage, wenn diese im 5-Jahreszeitraum mindestens dreimal erreicht wurde. Die Differenz zwischen dem jahreswirksamen Stickstoffinput aus vorhandenem Wirtschaftsdünger und legumer N-Fixierung zum ermittelten N-Bedarf über alle bewertbaren landwirtschaftlichen Flächen wird mit Mineraldünger-N aufgefüllt und so der Mineraldüngerbedarf ermittelt (BMLRT, 2020).

Die Ergebnisse wurden flächengewichtet auf alle MoRE-Einzugsgebiete umgelegt (Abbildung 8).

Abbildung 8: Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Fläche der Einzugsgebiete in MoRE.



Ein Unterschied der N-Überschussberechnung im Vergleich mit dem vorangegangenen Modellzeitraum ist die Berechnung der N-Einträge über die Depositionen. In der Periode 2009–2014 wurde eine pauschale Rate von 15 kg N/ha/a veranschlagt. Im aktuellen Ansatz wurden die verfügbaren EMEP-Daten herangezogen und daraus für jede Gemeinde ein spezifischer Wert aus dem Datensatz aggregiert. Die N-Depositionen in den Gemeinden variieren von 3 kg N/ha/a bis 29 kg N/ha/a, wodurch auch nach einer Aggregierung auf Einzugsgebietsebene größere Schwankungen für dieses Bilanzglied auftreten können. Im Mittel zeigen N-Depositionen auf Ebene der Gemeindegrenzen mit 14 kg N/ha/a eine gute Übereinstimmung mit den in der alten Modellperiode verwendeten 15 kg N/ha/a.

Vergleicht man die ermittelten Stickstoffüberschüsse in der Periode 2015–2020 mit jenen aus der Periode 2009–2014, zeigt sich für die meisten Einzugsgebiete ein Rückgang der Stickstoffüberschüsse, der auch in den leicht abweichenden Berechnungsansätzen (s. o.) begründet sein kann. Eine Berücksichtigung der aktuellen Modellierungsperiode in der auf Ebene der Grundwasserverweilzeiten durchgeführten Berechnung der Langzeit-

Stickstoffüberschüsse führt folgerichtig ebenfalls in den meisten Einzugsgebieten zu einer Verringerung der Raten für den langjährigen N-Überschuss.

Die im Vergleich zur Vorgängerperiode berechneten geringeren N-Salden haben somit Auswirkungen auf die Emissionen, die über den Eintragspfad der Drainagen (aktuelle Stickstoffüberschüsse in der Modellierungsperiode) berechnet werden, aber auch auf jene aus dem Grundwasser, in die die langjährigen Stickstoffüberschüsse als Eingangsdatensatz einfließen.

3.1.5 Drainageflächen

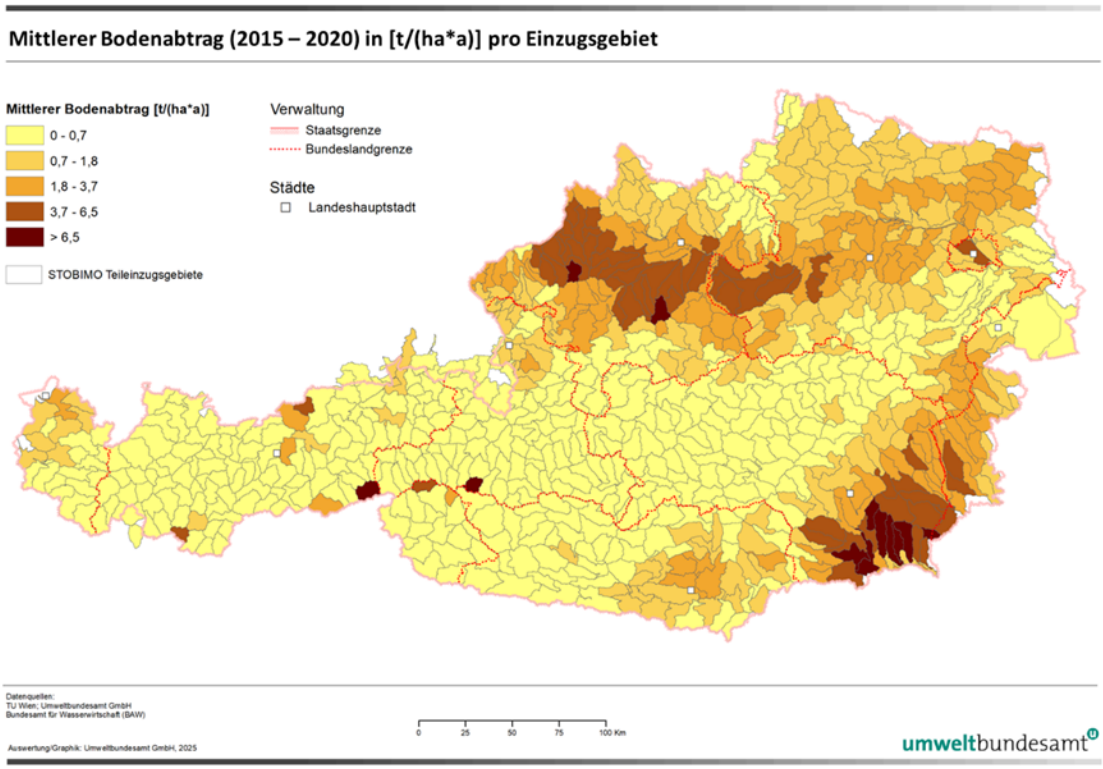
Die ausgewiesenen Drainageflächen als wichtiger Eingangsdatensatz für die Bewertung der Nährstoffeinträge aus drainierten landwirtschaftlichen Flächen beruhen auf digitalisierten Meliorationskatastern der Bundesländer. Da die Datensätze in manchen Bundesländern (z. B. Kärnten) unvollständig waren oder keine Daten vorlagen (z. B. Tirol), wurde der vorhandene Datensatz mit Bodentypengruppe- und Landnutzungskennwerten verschnitten, um daraus über diese Klassifikation potenzielle Drainageflächen auszuweisen. Als Ergebnis wurden österreichweit bislang 980 km^2 verortete Drainageflächen ausgewiesen. Die Ergänzung durch den Regionalisierungsansatz ergab eine Gesamtdrainagefläche von 1.215 km^2 (BMNT, 2019). Zunächst werden noch diese Datensätze in der bestehenden Modellversion verwendet.

Am Umweltbundesamt läuft seit 2023 eine Initiative zur österreichweiten Aktualisierung und Digitalisierung aller vorhandenen Drainageflächen, die auf den digitalisierten Drainageflächen aus Gabriel et al., 2011 und BMNT, 2019 aufbaut. In den neuen Projektergebnissen konnten nun z. B. Daten für Kärnten vervollständigt werden, aus Salzburg sind neue Datensätze zu erwarten. Während für das Burgenland und Vorarlberg über eine Digitalisierung der alten Meliorations-Detailkarte 1:200.000 drainierte Flächen nur grob ausgewiesen werden konnten (bisher kaum oder keine Daten), liegen für Tirol weiterhin keine Daten vor. Da sich der Zeitpunkt der möglichen Weiterverwendung des Datensatzes nach hinten verschoben hat, war es nicht mehr sinnvoll, den neuen Ansatz zu testen und den Datensatz zu den Drainageflächen möglicherweise zu integrieren. Grundsätzlich wäre eine breitere Abdeckung des Eingangsdatensatzes mit dokumentierten Daten zu erwarten. Diese potenziellen Verbesserungen müssen nun in einer folgenden Projektaktualisierung durchgeführt werden.

3.1.6 Bodenabtrag

Der Bodenabtrag wurde für alle 754 MoRE-Einzugsgebiete auf Grundlage einer vom Bundesamt für Wasserwirtschaft (baw) angefertigten österreichweiten schlaggenauen Karte für das Jahr 2022 (Schmaltz et al., 2023) aggregiert. Abbildung 9 zeigt den mittleren Bodenabtrag für den Zeitraum 2015–2020.

Abbildung 9: Mittlerer Bodenabtrag [t/(ha*a)] in 2015–2020 für Österreich, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche in den MoRE-Einzugsgebieten.



Als beste Näherung an die tatsächliche Anbausituation wurden die Attribute der Schläge über die Faktoren der Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (R, K, LS, C) für den aktuellen Bodenabtrag mit der jeweiligen Feldfrucht 2022 inklusive Vorfruchtwirkung berechnet. Somit wurde für die aktuelle Erosion exemplarisch für jeden einzelnen Ackerschlag ein C-Faktor je nach Haupt- und Vorfrucht des Jahres 2022 berechnet.

Der Eingangsdatensatz des Bodenabtrages ist ein wesentlicher Parameter für die Berechnung des Phosphor-Eintrages aus der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen. Ein Vergleich mit den Bodenabträgen der vorangegangenen Modellierungsphase (2009–2014) zeigt im Mittel signifikant geringere berechnete Bodenabträge für die aktuelle Modellperiode. Bei beiden Berechnungen kamen derselbe Berechnungsansatz sowie derselbe

Datensatz (InVekos) zum Einsatz. In der oben bereits erwähnten RUSLE werden die aufgelisteten Faktoren miteinander multipliziert:

- **R**: Erosivitätsfaktor (auch: Regen- und Oberflächenabflussfaktor) [kJ/m² · mm/h/a] bzw. [N/h/a]; drückt die auf den Boden wirkenden Ablöse- sowie Transportkräfte aus
- **K**: Bodenerodierbarkeitsfaktor [(t/ha) / (kJ/m² · mm/h)] als Maß für die Empfindlichkeit (Erodibilität) eines Bodens unter Standardbedingungen, d. h.: Hanglänge = 22 m; Hangneigung = 9 % - vegetative Bodenbedeckung, keine; saatbettbereite Schwarzbrache
- **L**: Hanglängenfaktor [–] als Verhältnis des Bodenabtrages eines beliebig langen Hanges zum Bodenabtrag mit Standardhanglänge (siehe Faktor K)
- **S**: Hangneigungsfaktor [–] als Verhältnis des Bodenabtrages eines beliebig geneigten Hanges zum Bodenabtrag mit Standardhangneigung (siehe Faktor K)
- **C**: Bodenbedeckungs- und -bearbeitungsfaktor [–] als Verhältnis des Bodenabtrages bei Kultivierung bestimmter Fruchtarten/Fruchtfolgen zum Bodenabtrag unter Standardbedingungen (siehe Faktor K)
- **P**: Erosionsschutzfaktor [–] als Verhältnis des Bodenabtrages bei Anwendung bestimmter Erosionsschutzmaßnahmen zum Bodenabtrag ohne Erosionsschutz sowie mit Bodenbearbeitung in Gefällerichtung.

Ein möglicher Grund für die sehr geringen Bodenabträge mag in dem genutzten Referenzjahr 2022 liegen, das als eines der trockensten seit Beginn der Niederschlagsaufzeichnung gilt. Entsprechend kann der berechnete R-Faktor deutlich geringer ausfallen als in anderen Jahren.

3.2 Aktualisierung der stoffspezifischen Daten

3.2.1 Auswahl der Messstellen für den Frachtabgleich

Für die Aktualisierung und Validierung der MoRE-Modellierung für Nährstoffe sollen die mittleren jährlichen Nährstofffrachten, die mittlere jährliche Konzentration und die 90 %-Perzentile der Konzentrationsmessungen des jeweiligen Jahres (C90) für die unterschiedliche Phosphor- und Stickstoffparameter für den Zeitraum 2015–2020 berechnet werden.

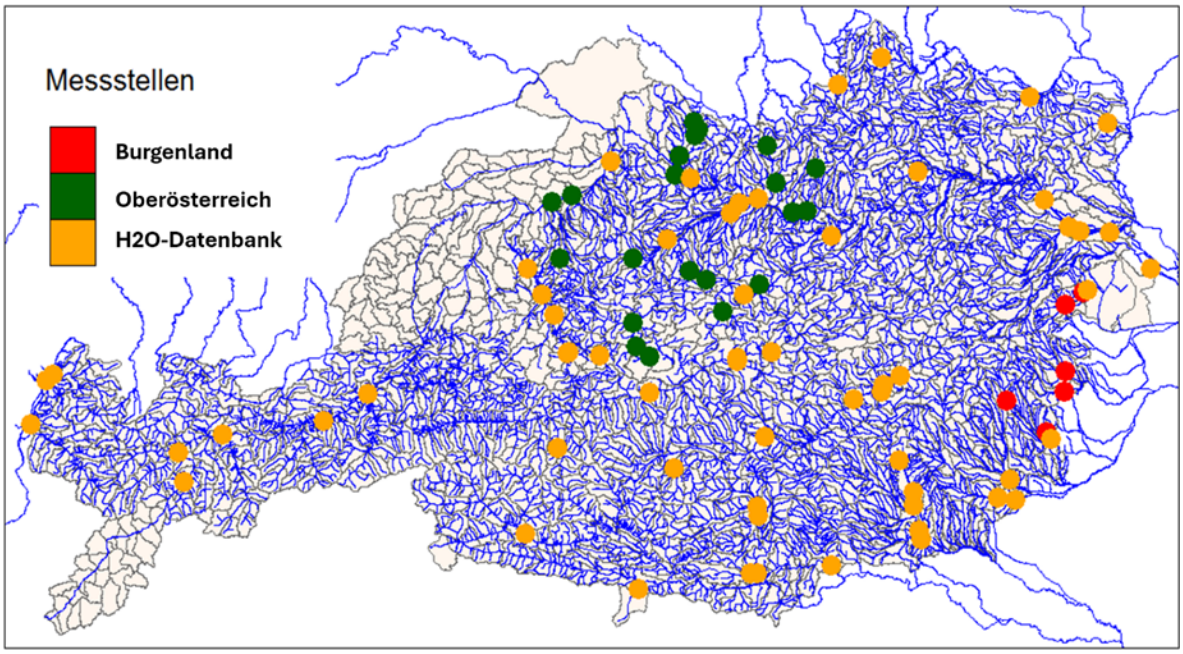
Als Vorbereitung für die Berechnung wurden alle verfügbaren Daten der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV) in Fließgewässern über eine Qualitätsdatenabfrage aus der H2O-Datenbank entnommen. Diese GZÜV-Daten wurden um Daten aus dem Landesmessnetz Oberösterreichs (AIM-Datenbank) und dem Burgenland (Gewässeraufsicht) erweitert. Für die Auswahl von im Sinne des Projektziels nutzbaren Messstellen wurden folgende Kriterien festgelegt:

- Die Messstellen müssen in mindestens 3 der 6 Jahre monatliche Konzentrationsmessungen aufweisen,
- Die Messstellen sind mit den MoRE-Teileinzugsgebieten zu vergleichen; die Daten der Messstellen können dann für die Validierung verwendet werden, wenn die Abweichung der Einzugsgebietsgröße zwischen der Messstelle und dem MoRE-Einzugsgebietsauslass max. 10 % beträgt,
- Die Messstellen müssen einem Pegel (eHYD) zugeordnet werden können; die Zuordnung erfolgt unter Berücksichtigung der Lage im Teileinzugsgebiet – ein Pegel kann zugeordnet werden, wenn die Abweichung der Einzugsgebietsgröße zwischen dem Pegel und dem MoRE-Einzugsgebiet bzw. der Lage der Gütemessstelle max. 10 % beträgt.

In den folgenden Schritten werden Abfluss und Konzentrationsdaten genutzt, um die Frachten (t/a) mit der Flow-Stratified Method zu berechnen (Elwan et al., 2018). Diese Methode ordnet den Durchfluss auf der Grundlage von dessen Überschreitungshäufigkeit gleich großen Durchflusskategorien (Durchflusssdezile) zu. Der Durchfluss wurde in drei Durchflussdezile aufgeteilt und der mittlere Durchfluss, die mittlere Konzentration und damit die Fracht für jedes Durchflussdezil berechnet. Im nächsten Schritt wurde aus den Frachten der Durchflussdezile die Jahresfracht ermittelt.

Die Analyse ergab, dass 62 Messstellen aus der H2O-Datenbank für die Validierung geeignet sind (Abbildung 10). Zusätzlich konnte dieser Datensatz um 22 Messstellen aus Oberösterreich und sechs aus dem Burgenland erweitert werden.

Abbildung 10: Messstellen für die Validierung der MORE-Modellierung. Gewässernetz, Sub-Einzugsgebiete inklusive Inn-Einzugsgebiet. Die roten Punkte repräsentieren die bislang ausgewählten Messstellen.



Datenherkunft und die Anzahl der auswertbaren Jahre werden in Tabelle 3 gezeigt.

Tabelle 3: Verteilung von Messstellen für die MoRE-Modellierung für Nährstoffe.

Jahre	H2O_OE	OOE	Burgenland
6	16	23	0
5	22	0	2
4	18	0	2
3	6	0	2
∑ Messstellen	62	23	6

Damit liegt für die aktuelle Modellierungsperiode im Vergleich mit dem Modellzeitraum 2009–2014eine deutlich höhere Anzahl an Messstellen für die Validierung der Modellergebnisse vor. In der alten Periode konnten lediglich 39 Messstellen, die hauptsächlich aus den Überblicksmessstellen der GZÜV stammten, zur Validierung herangezogen werden. Somit kann in der aktuellen Modellperiode eine Vielzahl an zusätzlichen Messstellen, auch in

kleineren Fließgewässern herangezogen werden, die das Spektrum der österreichischen Fließgewässer besser abdecken.

Andererseits ist auch davon auszugehen, dass durch die größere Anzahl spezifischer und kleinräumiger Messstellen auch häufiger spezifische Bedingungen vorliegen, die durch eine empirische Emissionsmodellierung weniger gut abgebildet werden können.

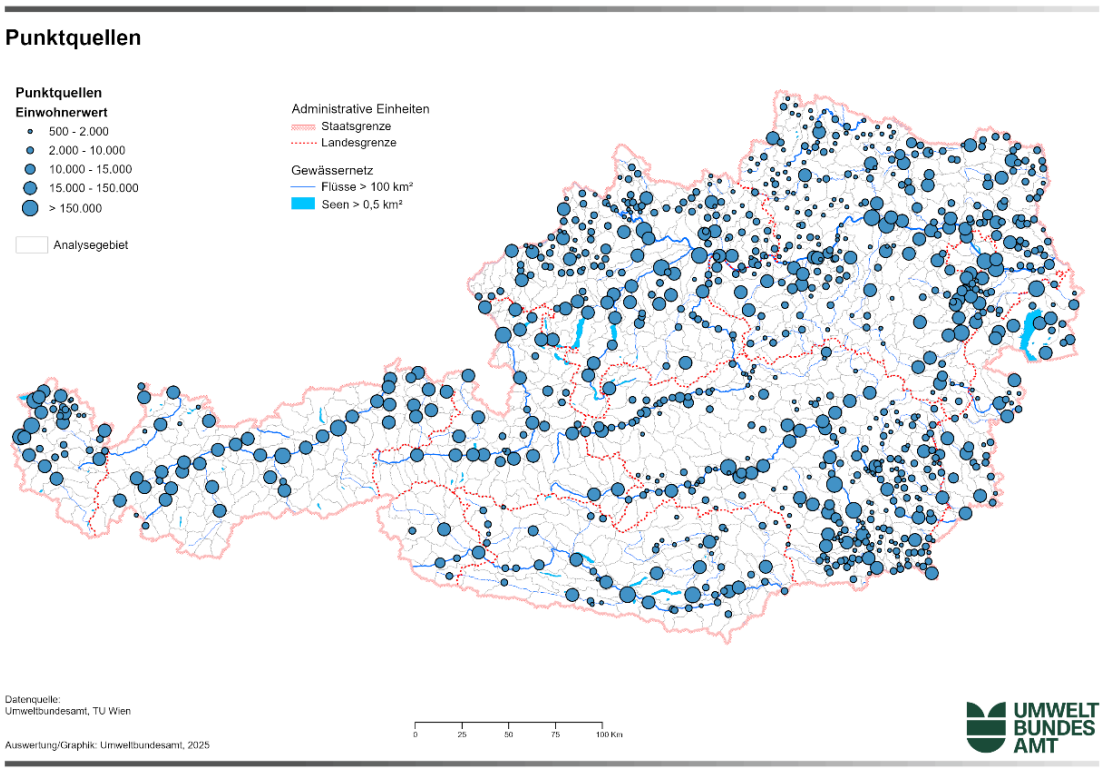
3.2.2 Kläranlagendaten

Kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von >2.000 EW sind laut Emissionsregisterverordnung Oberflächengewässer (EmRegV-OW, BGBl. II 29/2009) verpflichtet, die eingeleitete Jahresabwassermenge sowie die emittierten Jahresfrachten für bestimmte Stoffe jährlich zu berichten. Diese Daten wurden für die Jahre 2015 bis 2020 abgefragt – und jährlich ausgewertet. Die Einleitepunkte der kommunalen Kläranlagen sind verortet und können damit den MoRE-Analysegebieten zugeordnet werden.

Eine Erhebung der kommunalen Kläranlagen von 500–2.000 EW erfolgt über eine jährliche Abfrage und ist in das Datenmodell der EMREG-Datenbank integriert. Darüber hinaus wurde in einem ebenfalls laufenden Projekt zur Erhebung der Auswirkungen der Einleitungen aus Punktquellen eine Zuordnung der Einleitepunkte zu den Wasserkörpern durchgeführt. Den Anlagen wurden für den Modellzeitraum 2015–2020 mittlere Konzentrationen zugeordnet.

Für die mehr als 20.000 Kleinkläranlagen von 50–500 EW, die den Gemeinden zugeordnet wurden, konnte analog zum Ablauf der Nährstoffaustrag aus Emissionsfaktoren berechnet werden. Eine Übersicht der verorteten Kläranlagen in den Einzugsgebieten gibt Abbildung 11.

Abbildung 11: Übersicht der in STOBIMO verwendeten Kläranlagen, unterteilt in unterschiedliche Größenklassen.



3.2.3 Kanalisation

Die Niederschlagswassereinleitungen aus der Trennkanalisation werden mit einer Konzentration berechnet, die dem Oberflächenabfluss aus versiegelten Gebieten entspricht.

Für die entlasteten Mischwassermengen liegt für jedes Einzugsgebiet ein jährliches Verhältnis aus Schmutzwasseranfall und Regenwasseranfall vor. Aus Kennwerten für die Schmutzwasserkonzentrationen und aus den bereits für die Trennkanalisation verwendeten Konzentrationen des Regenwasseranfalles werden die durch die Mischung resultierenden Konzentrationen berechnet (BMNT, 2019).

3.2.4 Atmosphärische Depositionen

Die Nährstoffraten aus den atmosphärischen Depositionen stammen aus EMEP. Die im EMEP dokumentierten jährlichen Raten werden auf Einzugsgebietsebene aggregiert (BMNT, 2019).

3.2.5 Bodenabtrag

Der Bodenabtrag ist für den Eintrag von Stickstoff unwesentlich, für den von Phosphor jedoch von großer Relevanz. Die Phosphor-Oberbodengehalte werden verwendet, um die Stoffeinträge aus der Erosion landwirtschaftlicher Flächen zu quantifizieren. Die Phosphor-Bodengehalte von landwirtschaftlichen Nutzflächen werden aus geogenen Hintergrundkonzentrationen und der langjährigen Anreicherung im Boden aufgrund von Phosphorüberschüssen berechnet.

Für Waldböden wurde ein Grundgehalt von 75 mg P/kg TS und 25 mg N/kg TS angesetzt.

Erosive Einträge aus offenen Flächen (vegetationslose, gebirgige Flächen) oder von Gletschern sind nicht direkt oder nicht ausschließlich mit einer Abschwemmung von Boden assoziiert. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um direkt aus dem Ausgangsgestein aufbereitetes Material, das nach physikalischer Zerkleinerung in die Gewässer verfrachtet wird. Bei den offenen Flächen wird hierbei durch Niederschlagsereignisse das erodierte Material bis in die Oberflächengewässer weiterverfrachtet. Bei Gletschern handelt es sich hierbei um aus Moränenmaterial zusammengesetzten, mit dem Schmelzwasser transportierten Gletscherabrieb.

Für die Nährstoffe sind die Hintergrundgehalte des Ausgangsgesteins für Phosphor relevant. Hier wurden gesteinsspezifische Gehalte von 750 mg P/kg TS (für Gneis und Schiefer) und 540 mg P/kg TS (für Kalkstein) verwendet und entsprechend der Lage der Einzugsgebiete in den spezifischen geologischen Klassen zugeordnet.

4 Ergebnisse der Emissions-modellierung

4.1 Vorgehensweise bei der Emissionsmodellierung für Nährstoffe

Im Folgenden werden die wesentlichen Schritte der Nährstoff-Emissionsmodellierung für Dissolved Inorganic Nitrogen (DIN) und Phosphor stichpunktartig dargestellt.

4.1.1 DIN und NO_3-N-Modellierung in MoRE

N-Emissionsberechnung

Eine Berechnung der N-Einträge [t/a] in Gewässer findet für jeden der folgenden Eintragspfade statt:

- Atmosphärische Deposition (NHx und NOx) auf Gewässeroberflächen
- Außerurbane Straßen, die in Gewässer einleiten
- Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen; in Abhängigkeit von:
  - N-Gehalt des Oberbodens
  - Bodenabtrag
  - N-Anreicherungsverhältnis
  - Anteil des eingetragenen Sediments am Bodenabtrag
- Erosion von vergletscherten Flächen; in Abhängigkeit von:
  - Sedimenteintrag von Gletschern (flächenspezifische Rate)
  - N-Gehalt im Oberboden natürlicher Flächen
- Erosion von Gebirgsflächen; in Abhängigkeit von:
  - Sedimenteintrag von alpinen, offenen Flächen (flächenspezifische Rate)
  - N-Gehalt im Oberboden natürlicher Flächen
- Erosion von natürlich bedeckten Flächen; in Abhängigkeit von:
  - Sedimenteintrag von natürlich bedeckten Flächen (flächenspezifische Rate)
  - N-Gehalt im Oberboden natürlicher Flächen
- Kanalisationssysteme: Mischwasserüberläufe und Regenwasserkanäle; in Abhängigkeit von:

  - N-Konzentration im Abfluss
  - Abfluss
- Industrielle Direkteinleiter (punktförmig)
  - N-Konzentration im Ablauf
  - Abfluss über Kläranlagen
- Oberflächenabfluss von vegetationsbedeckten und offenen Flächen; in Abhängigkeit von:
  - N-Konzentration in Oberflächenabfluss durch Dünger und atmosphärische Deposition auf Ackerland und Grünland,
  - N-Konzentration in Oberflächenabfluss durch Konstante und Deposition (für Wald) und Konstante für (offene Flächen)
- Drainagen von Ackerland und Grasland; in Abhängigkeit von:
  - N-Überschuss (aktuelle Modellierungsperiode)
  - Abfluss Drainage
  - Denitrifikation in der Bodenzone
- Kommunale Kläranlagen (>= 500 EW) und Kläranlagen (50 - 500 EW); in Abhängigkeit von:
  - N-Konzentration im Ablauf
  - Abfluss über KA
- Eintrag in das Grundwasser; in Abhängigkeit von:
  - N-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen während der Aufenthaltszeit des GW korrigiert um den N-Austrag über den Oberflächenabfluss
  - N-Überschuss auf natürlichen Flächen während der Aufenthaltszeit des GW korrigiert um den N-Austrag über den Oberflächenabfluss
  - N-Konzentration im Sickerwasser: N-Überschuss (lw + nat) bezogen auf Abflussspende des Grundwassers
  - N-Konzentration im GW (nach Behrendt et al., 1999):
  - Sickerwasserkonzentration
  - Denitrifikation in Abhängigkeit von verschiedenen hydrogeologischen Bedingungen: Lockergestein (oberflächennah oder tief) oder Festgestein (schwach oder gut wasserdurchlässig)
- Eintrag aus dem Grundwasser in Abhängigkeit von:
  - N-Konzentration im GW
  - Abfluss über GW

Berechnung der DIN-Fracht im Gewässer

Die DIN - Gesamtemissionen, die in die Gewässer gelangen, werden für jedes MoRE-Teileinzugsgebiet in eine Gewässerfracht umgerechnet und entsprechend dem Abflussbaum aufsummiert. Dabei wird die Retention im Gewässer folgendermaßen berücksichtigt:

DIN-Retention für:

- Nebenflussläufe
- Hauptflussläufe
- Oberflächengewässer am Gebietsauslass

Die Denitrifikation wird in Abhängigkeit von Wassertemperatur und hydraulischer Belastung berechnet (Total Hydraulic Load, nach Venohr et al. 2009). Die DIN-Gewässerfracht der Donau oberhalb von Passau (flussaufwärts) wird durch einen fixen Wert für partikulär transportierte und gelöst transportierte DIN-Fracht repräsentiert und dem Einzugsgebiet vor Grenzübertritt der Donau nach Österreich zugewiesen.

DIN-Konzentration und Umlegung auf DIN (90 %-Perzentil)

Die DIN-Konzentration [mg/l] wird als Quotient aus DIN-Fracht und Abfluss je MoRE-Teileinzugsgebiet berechnet. Über einen aus den GZÜV-Konzentrationen der Modellierungsperiode abgeleiteten mittleren Faktor 1,35, der das jährliche Verhältnis der mittleren Konzentrationen und des 90 %-Perzentils beschreibt, werden die 90 %-Perzentile für alle Messstellen berechnet, in denen keine Monitoringdaten vorliegen. In den Einzugsgebieten mit Monitoring-Daten werden die aus den Messwerten berechneten Faktoren genutzt. Die modellierte jährliche DIN-90-Konzentration [mg/l] wird der gemessenen NO_3-N-90-Konzentration [mg/l] gegenübergestellt.

4.1.2 Phosphor und PO_4-P-Modellierung in MoRE

P-Emissionen

Berechnung der P-Einträge [t/a] in Gewässer für jeden der Eintragspfade:

- Atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen

- Außerurbane Straßen, die in Gewässer einleiten
- Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen; in Abhängigkeit von:
  - P-Gehalt des Oberbodens (aus langjähriger P Akkumulation)
  - Bodenabtrag
  - P-Anreicherungsverhältnis [ER]
  - Anteil des eingetragenen Sediments am Bodenabtrag [SDR]
- Erosion von vergletscherten Flächen; in Abhängigkeit von:
  - Sedimenteintrag von Gletschern (flächenspezifische Rate)
  - P-Gehalt im Oberboden offener Flächen
- Erosion von Gebirgsflächen; in Abhängigkeit von:
  - Sedimenteintrag von alpinen, offenen Flächen (flächenspezifische Rate)
  - P-Gehalt in Gesteinsklassen
- Erosion von natürlich bedeckten Flächen; in Abhängigkeit von:
  - Sedimenteintrag von natürlich bedeckten Flächen (flächenspezifische Rate)
  - P-Gehalt im Oberboden natürlicher Flächen
- Kanalisationssysteme: Mischwasserüberläufe und Regenwasserkanäle; in Abhängigkeit von:
  - P-Konzentration im Abfluss
  - Abfluss
- Industrielle Direkteinleiter (punktförmig)
  - N-Konzentration im Ablauf
  - Abfluss über Kläranlagen
- Oberflächenabfluss von vegetationsbedeckten und offenen Flächen; in Abhängigkeit von:
  - P-Konzentration in Oberflächenabfluss durch Dünger und atmosphärische Deposition auf Ackerland, Grünland
  - P-Konzentration in Oberflächenabfluss durch Konstante und Deposition (für Wald) und Konstante für (offene Flächen)
- Drainagen von Ackerland und Grasland; in Abhängigkeit von:
  - P-Gehalte differenziert nach Bodenarten
  - Abfluss Drainage
- Kläranlagen: kommunale KA (≥500 EW) und Kläranlagen (50–500 EW); in Abhängigkeit von:
  - P-Konzentration im Ablauf
  - Abfluss über KA
- Grundwasser; in Abhängigkeit von:

- Bodenart (landwirtschaftliche Flächen); Konstante unter offenen Flächen; Berechnung flächenspezifisch.

P-Fracht

Die Phosphor-Gesamtemissionen, die in die Gewässer gelangen, werden für jedes MoRE-Teileinzugsgebiet in eine Gewässerfracht umgerechnet und entsprechend dem Abflussbaum aufsummiert. Dabei wird die Retention im Gewässer in folgenden Segmenten berücksichtigt:

- Nebenflussläufe
- Hauptflussläufe
- Oberflächengewässer am Gebietsauslass

Hierfür wird der Retentionsansatz „Abflussspende“ nach Venohr et al. (2006) verwendet. Die PO_4-P-Gewässerfracht (nach Retention) wird aus der Gesamtphosphor-Gewässerfracht entsprechend von Anteilen des PO_4-P an P-Einträgen aus den verschiedenen Eintragspfaden verringert (z. B. WWTP-TP *0,8 = WWTP-PO_4-P). In einem weiteren Schritt wird die modellierte und nach dem Abflussbaum aufsummierte PO_4-P-Fracht mit der anhand von Abflussmessungen (Ehyd) und Gütemessungen der GZÜV - Messstellen berechneten mittleren jährlichen PO_4-P-Gewässerfrachten validiert.

PO_4-P-Konzentration und Umlegung auf PO_4-P (90 %-Perzentil)

Die PO_4-P-Konzentration [mg/l] wird über die (wenn nötig nach dem Abflussbaum aggregierte) PO_4-P-Fracht und dem (wenn nötig nach dem Abflussbaum aggregierten) Abfluss für jedes MoRE-Teileinzugsgebiet berechnet. Mittels des Faktors 1,6, der aus gemittelten Messwerten für Österreich berechnet wurde (Auswertung der GZÜV-Daten von 2009–2014) wird das 90 %-Perzentil der modellierten Jahresmittelwerte in jenen Einzugsgebieten berechnet, für die keine Messwerte berechnet werden konnten. In den anderen Einzugsgebieten werden die direkt aus den Messungen ermittelten Faktoren verwendet. Abschließend wird eine Validierung der so ermittelten modellierten PO_4-P P90-Konzentration [mg/l] mit der gemessenen PO_4-P P90-Konzentration [mg/l] durchgeführt.

4.1.3 Risikoabschätzung

Ein Vergleich der modellierten 90 %-Perzentile für NO_3-N und PO_4-P in jedem MoRE-Teileinzugsgebiet mit den typspezifischen, als 90 %-Perzentile ausgelegten Richtwerten, macht eine Risikoabschätzung für alle 754 Teileinzugsgebiete möglich. Dabei können Teileinzugsgebiete getrennt betrachtet werden oder aufgrund ähnlicher Bedingungen auch regional zusammengefasst werden. Ein Vergleich der Ergebnisse der Modellierung des Zeitraumes von 2009–2014 mit den Modellergebnissen von 2015–2020 ermöglicht eine erste Abschätzung, ob es zu Verbesserungen oder Verschlechterungen der Situation gekommen ist.

Für die Risikoanalyse wurden die Frachteinträge über die unterschiedlichen Eintragspfade am Gebietsauslass summiert und mit dem Abfluss auf eine rechnerische mittlere Gewässerkonzentration umgelegt. Aus den mittleren Konzentrationen wurden 90 %-Perzentile berechnet. Diese rechnerischen 90 %-Perzentil-Gewässerkonzentrationen wurden mit den typspezifischen Richtwerten verglichen. In Anlehnung an die Vorgehensweise der ersten Grundlagenerhebung für eine österreichweite Risikoabschätzung aus Modelldaten (Gabriel et al., 2011) wurden drei Klassen gebildet, die die Unsicherheiten der Modellergebnisse berücksichtigen. Ergibt der Faktor aus dem modellierten 90 %-Perzentil der Konzentration und dem typspezifischen Richtwert einen Wert <0,8, so geht man von einer Unterschreitung des Richtwertes aus. Liegt der Faktor zwischen 0,8 und 1,2, so wird ein mögliches Risiko angenommen, während man ab einem Faktor >1,2 ein Risiko annimmt. Für PO_4-P wurde diese Vorgehensweise leicht angepasst (Kapitel 4.4.2)

Einzugsgebietsbezogene Systemanalyse

Die für jedes MoRE-Teileinzugsgebiet vorliegende Risikoabschätzung wird herangezogen, um eine umfassende Systemanalyse mit einer Darstellung wesentlicher Eintragspfade für NO_3-N oder für PO_4-P zu erstellen.

4.2 Validierung der Modellergebnisse

An dieser Stelle wird ein Abgleich der Modellergebnisse, als jährliche Mittelwerte (Stickstoff) oder als Mittelwerte über die Modellperiode 2015–2020 (Phosphor) vorgestellt. Die Validierung findet an den Auslasspunkten der Einzugsgebiete statt, für die auch Frachtberechnungen innerhalb der Modellperiode sinnvoll möglich sind (Kapitel 3.2.1).

4.2.1 Stickstoff

Die Modellvalidierung wurde (wie oben beschrieben) erstmalig an einer erhöhten Anzahl an Messstellen durchgeführt, die auch kleinere Einzugsgebiete mit spezifischeren Nutzungen beinhalten. Insgesamt wurden für diese Periode 59 Messstellen für die Validierung der Modellergebnisse herangezogen. Entsprechend zeigen sich (bei einer insgesamt guten Anpassung der Ergebnisse) nur für einzelne Einzugsgebiete und für einzelne Jahre Abweichungen, die 30 % über- oder unterschreiten. Ein erhöhter Einfluss der Jährlichkeit, bedingt durch eine größere Variabilität der klimatischen und hydrologischen Bedingungen, kommt insbesondere in den kleineren Einzugsgebieten zum Tragen (Abbildung 12).

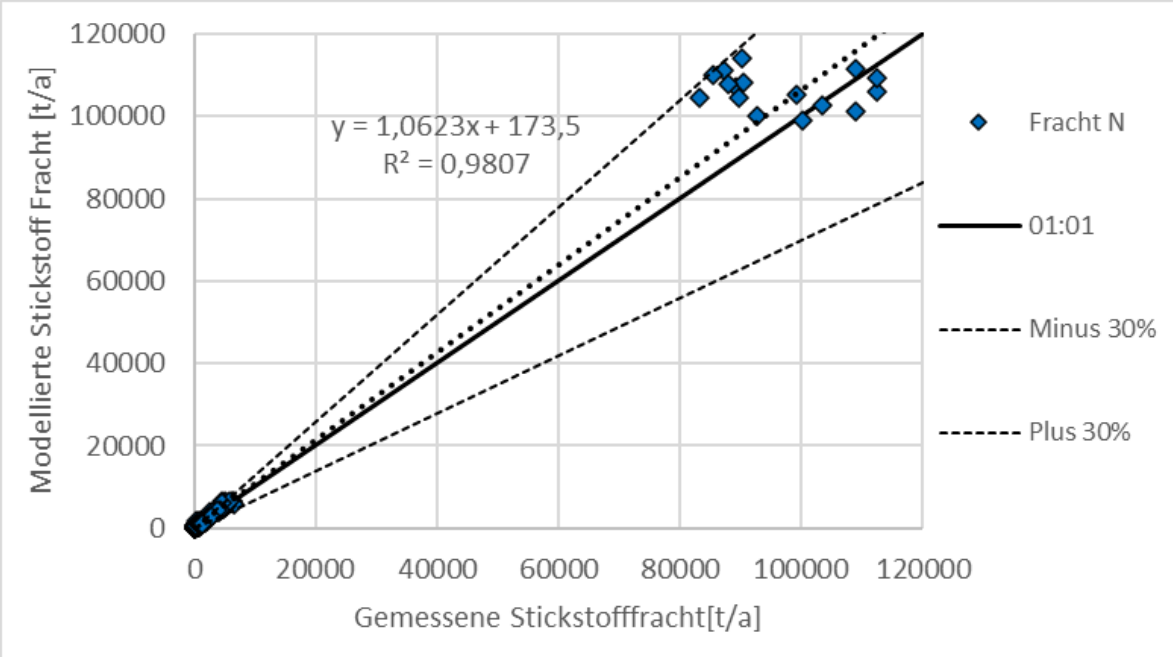
Der Abgleich der jährlichen Stickstoff-Frachten (Abbildung 12 oben) zeigt eine Häufung der betrachteten Einzugsgebiete mit Frachten von kleiner 2.000 t N/a bis zu 7.000 t N/a. Die hohen jährlichen Frachten von 80.000 t N/a bis 120.000 t N/a repräsentieren die Donau-Messstellen in Österreich.

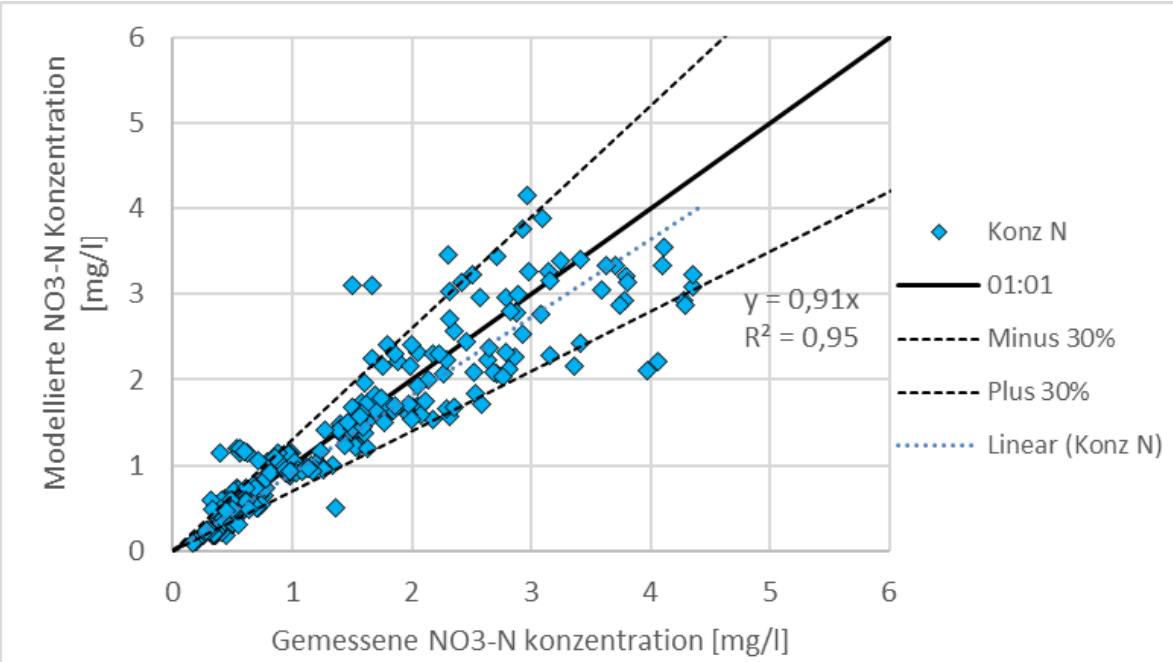
Die aus den Umrechnungen resultierenden jährlichen NO_3-N-Konzentrationen am Auslass der Einzugsgebiete (Abbildung 12 unten), in denen Messergebnisse vorliegen, liegen in einem Bereich zwischen 0,1 und 4,4 mg/l (gemessen) respektive 0,1 und 4,2 mg/l (modelliert).

Reduziert man den Abgleich von gemessenen und modellierten Frachten (Stickstoff) und Konzentrationen (NO_3-N) auf die Messstellen, die für die Periode 2009–2014 genutzt wurden, zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung der Modellvalidierung in beiden Modellperioden. Insgesamt zeigt sich, dass auch für die ergänzten, teilweise kleineren Einzugsgebiete für Stickstoff eine gute Modellanpassung erzielt werden konnte.

Dies ist vor dem Hintergrund zu sehen, dass bei einem Vergleich der berechneten Frachten der aktuellen Modellperiode mit der vorangegangenen Periode 2009–2014 an allen erhobenen Messstellen ein deutlicher Rückgang der mittleren jährlichen Frachten festzustellen ist (im Mittel um 25 %). Die gute Modellanpassung in beiden Modellperioden zeigt, dass das Modell für Stickstoff eine ausreichende Sensitivität aufweist, um auch veränderten Eingangsdatensätzen entsprechend (z. B. der festgestellte Rückgang der N-Überschüsse) valide Ergebnisse zu erzielen.

Abbildung 12: Abgleich der berechneten jährlichen Stickstoff-Frachten [t/a] (oben) und der daraus resultierenden NO_3-N-Konzentrationen (unten) der Modellierungsperiode (2015–2020) (inklusive 1:1 Linie, +/- 30 % Modellungenauigkeit sowie Modellanpassung).





4.2.2 Phosphor

Für die Validierung von Phosphor konnten 55 Messstellen herangezogen werden.

Anders als beim Stickstoff ist der Transport von Phosphor und die damit einhergehende Fracht im Gewässer stark mit dem in das Gewässer eingetragene und im Gewässer transportierten, partikulären Material assoziiert. Entsprechend tritt eine deutlich größere Beeinflussung der Frachten in Abhängigkeit der vorherrschenden Abflussbedingungen und deren Ausprägungen auf. Bei Starkregenereignissen kommt es zur Abschwemmung von phosphorhaltigem Bodenmaterial oder erodiertem Gesteinsmehl, was im Gewässer zu einer exponentiellen Abfluss-Phosphor-Fracht-Beziehung führt. Somit unterliegen die berechneten jährlichen Frachten in Abhängigkeit auftretender Starkregen- und Hochwasserereignisse auch einer deutlich größeren Variabilität, als dies für die Stickstofffrachten der Fall ist.

Diese erhöhte Abhängigkeit der transportierten Phosphor-Jahresfrachten wurde in diesem Projekt durch den verwendeten Ansatz zur Frachtberechnung berücksichtigt (Kapitel 3.2.1). Dies schlägt sich in der Variabilität der berechneten Phosphor-Jahresfrachten nieder, die um ein Vielfaches schwanken können. Bei einem Vergleich der berechneten Phosphor-Jahresfrachten mit den Modellergebnissen zeigt sich, dass die im Modell implementierten Ansätze diese hohe jährliche Dynamik nicht ausreichend abbilden können und die Variabilität der Modellergebnisse geringer ausfällt. Dabei zeigen die Modellergebnisse grundsätzlich überhöhte Phosphor-Emissionsabschätzungen. Diese werden neben Einträgen aus den Kläranlagen und aus der Landwirtschaft in Österreich wesentlich durch Einträge aus dem Hintergrund alpiner Regionen dominiert. Die Einträge aus dem geogenen Hintergrund werden in dem Modellansatz im Wesentlichen über konstante Eintragsraten abgebildet, die (außerhalb von landwirtschaftlichen Flächen) im Modell nicht an jährliche Niederschlagsbedingungen und -intensitäten gekoppelt sind, da hierfür die Dichte der notwendigen Informationen für Österreich fehlt.

Die Problematik einer unzureichenden Darstellung der partikulären Einträge insbesondere in Gewässer des alpinen Raumes wurde bereits in der letzten österreichweiten Modellanwendung näher betrachtet (BMNT, 2019). Hier wurde der Ansatz zur Bestimmung der Schwebstofffracht anhand von Ergebnissen aus dem österreichischen Schwebstoffmessnetz angepasst und bestehende Modell-Konstanten für den Eintrag von Schwebstoffen aus Gletscherflächen, Waldflächen und gebirgigen Flächen entsprechend verändert. Für die flächenmäßig relevanten Gebiete der Waldflächen und gebirgigen Flächen kam es zu einer Erhöhung, wobei für die Waldflächen eine Funktion in Abhängigkeit des mittleren Gefälles zum Einsatz kommt, die in den meisten Fällen ebenfalls zu einer Erhöhung der

Materialeinträge führt. Diese aus Sicht des Schwebstofftransportes verbesserten Modelladaptierungen führen jedoch zu deutlichen Überschätzungen der Gesamt-Phosphor-Emissionen des Modellansatzes, da sie zu einem massiven Anstieg der Frachten aus dem „Hintergrund“ der gebirgigen und bewaldeten Gebiete führen, der die Realität besser abbildet (Messwerte aus Schwebstoffmessnetz) als der ursprüngliche Ansatz, der mit geringeren, konstanten partikulären Einträgen rechnet. Einer realistischeren Eintragsbeschreibung des partikulären Materials müsste jedoch im Kontext der Modellstruktur auch durch eine verbesserte Darstellung der Sedimentation partikulären Materials in Talsperren, vor Querbauwerken etc. im Modell begegnet werden, um zu einem geeigneten, verbesserten Endergebnis zu gelangen.

Die beiden im Modell verwendeten, stark vereinfachten Retentionsansätze kommen jedoch bei der Darstellung erhöhter Einträge von partikulärem Material aus alpinen Regionen deutlich an ihre Grenzen. Große Mengen an Schwebstoffen und damit assoziierten Stoffen, werden z. B. in Stauräumen (zwischen)gelagert und sind somit temporär dem System entzogen. Dieser einzugsgebietsbedingte massive Rückhalt wird aber z. B. bislang nicht ausreichend durch die Retentionsansätze abgebildet. Zwar werden durchflossene Seenflächen und eine erhöhte Wirkung des Rückhaltes in den Retentionsansätzen von MONERIS grundsätzlich berücksichtigt, jedoch wird das Ausmaß der Retentionsprozesse offensichtlich deutlich unterschätzt, so dass es besonders in alpinen Einzugsgebieten zu signifikanten Überschätzungen der Phosphor-Frachten durch das Modell kommen kann.

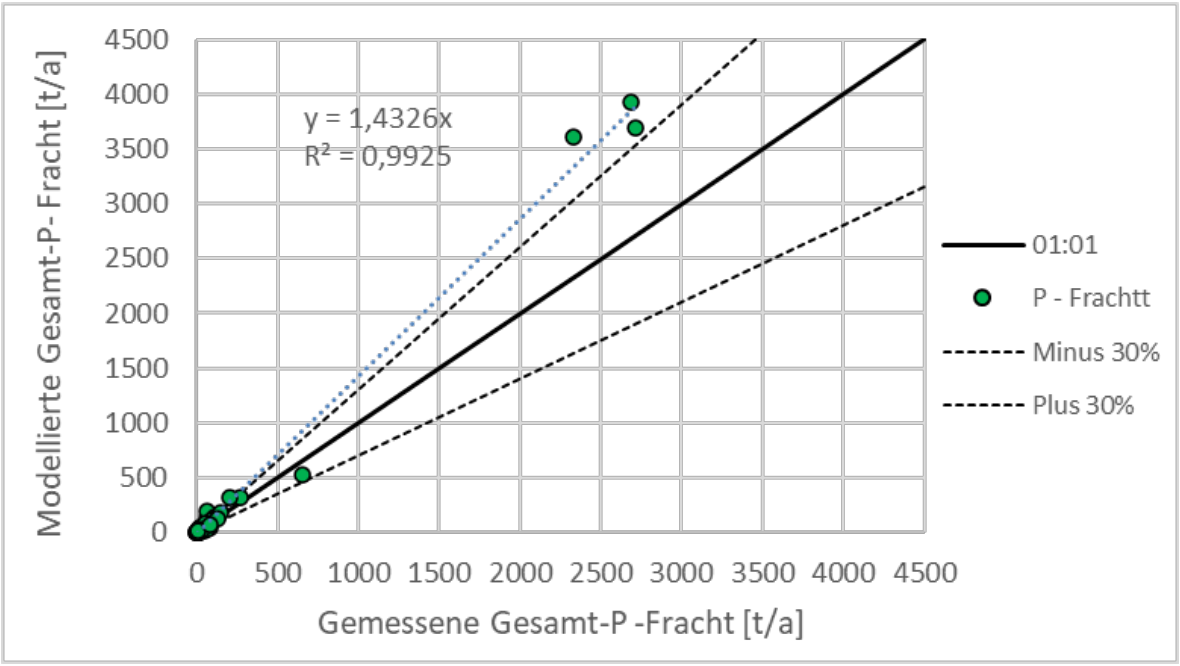
Vergleicht man die aus Messwerten berechneten Frachten der beiden Modellperioden 2009–2014 und 2015–2020 zeigt sich, dass die für die Modellperiode 2015–2020 berechneten Gesamt-Phosphor-Frachten in den meisten Einzugsgebieten (so auch in der Donau), diejenigen aus der Modellperiode von 2009–2014 um etwa 20 % unterschreiten. Unter Nutzung des aktualisierten Schwebstoffansatzes im Modell kommt es so zu einer massiven Überschätzung (etwa Faktor 2) der transportierten Gesamt-Phosphor-Frachten in den Einzugsgebieten.

Unter Nutzung des ursprünglichen Ansatzes für die Bewertung des partikulären Materials konnte diese Überschätzung signifikant reduziert werden, jedoch verblieb eine Überschätzung der Gesamt-Phosphor-Frachten z. B. in den Donau-Messstellen von mehr als 30 % im Mittel (Abbildung 13).

Anders als beim Stickstoff zeigen die verwendeten Modellansätze für die Phosphormodellierung eine geringere Sensitivität für sich verändernde, jährliche Bedingungen, was auch

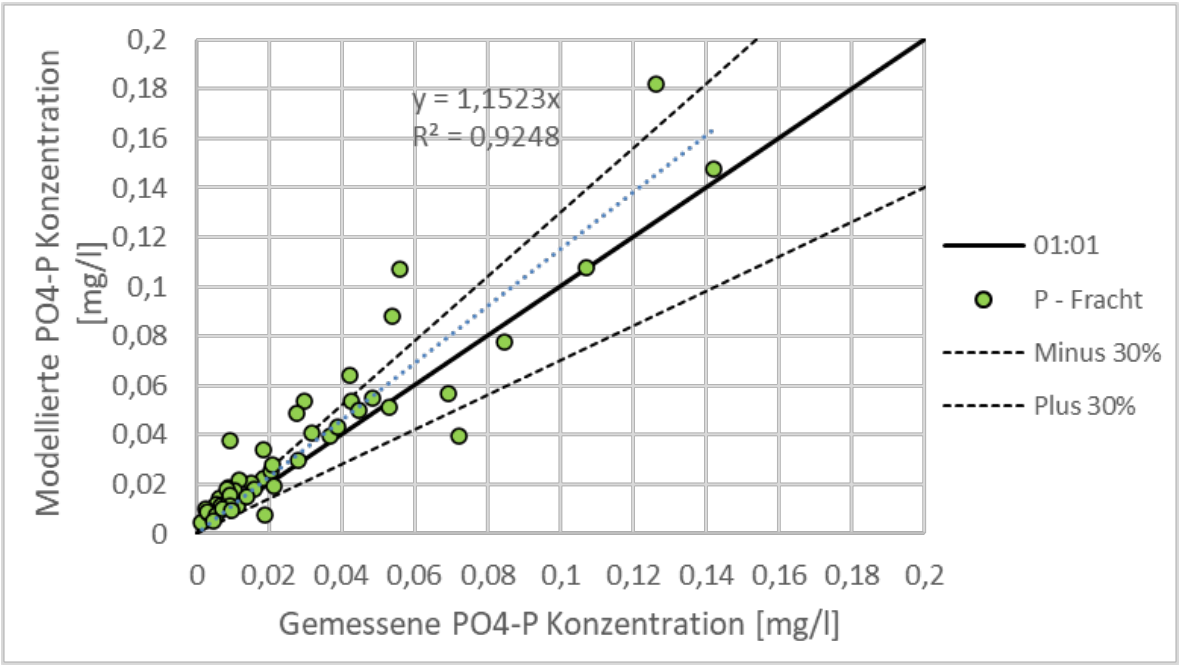
an der oben beschriebenen höheren Dynamik der Frachten liegt. Die Modellergebnisse werden als Mittelwerte der Modellierungsperiode dargestellt.

Abbildung 13: Abgleich der berechneten mittleren Gesamt-Phosphor-Frachten [t/a] der Modellierungsperiode (2015–2020) (inklusive 1:1 Linie, +/- 30 % Modellungenauigkeit sowie Modellanpassung).



Im Modellansatz werden die berechneten Emissionen für jedes Einzugsgebiet diskret berechnet und um die Retention im Oberflächengewässer reduziert. In einem nächsten Schritt werden die berechneten Frachten entlang des Abflussbaumes aufsummiert. Gesamt-Phosphor-Konzentrationen werden durch eine abflussspezifische Umrechnung der Frachten berechnet. Für die Berechnung der PO_4-P-Konzentrationen geht man einen Schritt zurück. Dabei werden die aus den verschiedenen Eintragspfaden stammenden Gesamt-Phosphor-Emissionen entsprechend typischen Verhältnissen von Gesamt-Phosphor zu anorganischem, gelöstem Phosphor genutzt, um die PO_4-P-Fracht und daraus die bestehenden PO_4-P-Konzentrationen zu ermitteln (Abbildung 14).

Abbildung 14: Abgleich der berechneten mittleren PO_4-P-Konzentrationen [mg/l] der Modellierungsperiode (2015–2020) (inklusive 1:1 Linie, +/- 30 % Modellungenauigkeit sowie Modellanpassung).



Die Anpassung der PO_4-P-Frachten durch Umrechnung der Gesamt-Phosphor-Emissionen aus den Eintragspfaden muss in einem sinnvollen Bereich stattfinden und wird für einzelne Eintragspfade aus Literatur- und Messwertvergleichen gestützt. Schon in der Modellanwendung 2009–2014 wurden die Verhältnisse von PO_4-P zu Gesamt-Phosphor angepasst und nach unten verschoben, weshalb hier nun keine weitere Reduktion der PO_4-P-Anteile am Gesamt-Phosphor vorgenommen wurde.

Bei den so berechneten Modell PO_4-P-Konzentrationen kommt es trotz der niedrigen PO_4-P zu Gesamt-Phosphor-Verhältnissen zu einer systematischen Überschätzung der gemessenen und berechneten PO_4-P-Konzentrationen. Die Überschreitungen wurden in 90 % der Messstellen ermittelt. Sie liegen bei dem vorliegenden Modell im Mittel bei 50 %, also 20 % oberhalb des üblichen, typischen Abweichungsbereiches von +/- 30 %. Diese erhöhte und systematische Überschätzung wird bei der Ausweisung von Gebieten mit Überschreitungen des typspezifischen Richtwertes (geregelt als 90 %-Perzentilwert) in der Risikoanalyse berücksichtigt, indem die Einteilung der „Risikoklassen“, die über eine Faktorbildung vom modellierten Wert zu typspezifischen Richtwert erfolgt, um 20 % nach oben verschoben wird (Kapitel 4.4.2).

In Zukunft wird eine gemeinsame Anpassung der Ansätze zum partikulären Stoffeintrag und zur Retention im Gewässer nötig werden, um hier zu besseren Modellanpassungen bei einer gleichzeitig erhöhten Genauigkeit der relevanten Prozesse zu gelangen. Eine Möglichkeit besteht darin, einen in dem Projekt Tethys entwickelten Retentionsansatz zu testen. Dies ist auch unter Berücksichtigung der im Forschungsprojekt StraMoS (Weber et al., 2024) erarbeiteten und hier angewendeten, verbesserten Ansätze zur Frachtberechnung zu sehen, die deutlich von ursprünglich für die Validierung der Modellergebnisse berechneten Gewässerfrachten (mit simplen Frachtberechnungen) abweichen.

4.3 Analyse der Eintragspfade

4.3.1 Stickstoff

Die Ergebnisse der Stickstoff Modellierung weisen darauf hin, dass die Gesamt-Stickstoffemission in der aktuellen Modellperiode (2015–2020) in Österreich bei 68.000 t/a liegen. Das ist ein deutlicher Rückgang der modellierten, mittleren jährlichen Stickstoffemissionen von rund 11.000 t/a verglichen mit den Jahren 2009–2014 und entspricht einem Rückgang von mehr als 15 %.

Der Rückgang der Stickstoffemissionen zeigt sich dabei sowohl bei den Emissionen aus Punktquellen als auch bei den Emissionen aus diffusen Quellen. Die Stickstoffemissionen aus den **Kläranlagen** (kommunal und industriell) konnten somit von 11.500 t/a in der Modellperiode 2009–2014 auf 10.700 t/a in der aktuellen Modellperiode reduziert werden. Dabei ist anzumerken, dass in dem aktuellen Modellierungsansatz erstmalig auch Kläranlagen von 50–500 EW berücksichtigt wurden.

Deutlich niedriger fallen auch die Stickstoffemissionen aus den **Regenüberläufen der Mischwasserkanalisation** aus. Wurden für die Periode 2009–2014 noch Einträge von 4.250 t/a Stickstoff für ganz Österreich berechnet, gehen die Einträge für die Periode 2015–2020 auf 2.842 t/a zurück, was einer Reduktion um 30 % entspricht. Dafür kann es zwei Gründe geben. Zum einen weist die Periode 2015–2020 mittlere Niederschläge in Österreich auf, die im Vergleich mit der Periode 2009–2014 um etwa 5 % niedriger ausfallen (de.statista.com), wodurch die aus den Regenmengen und dem Oberflächenpotential berechneten Einträge aus der Mischkanalisation ebenfalls reduziert werden. Zum anderen wurden durch die Neuberechnung der Mischwasserentlastungen auch die Konzentrationsbereiche angepasst, die in der vorangegangenen Version Werte enthielten, die über oder

im Bereich von unverdünntem Abwasser lagen und somit unrealistisch hoch waren. Die Kombination der genannten Ursachen führt zu dieser deutlichen Abnahme.

Bei den aus den Regenmengen berechneten Einträgen der **Trennkanalisation** kommt es in der aktuellen Modellperiode nur zu geringen Reduktionen, die auf die leicht abnehmende Wassermenge zurückzuführen sind. Die Stickstoff Emissionen liegen österreichweit bei etwa 210 t/a.

Der Rückgang der Emissionen aus den **diffusen Einträgen** (ohne die Betrachtung der oben angeführten Kanalisation) ist im Wesentlichen aus einem Zusammenspiel niedrigerer Niederschläge, entsprechend niedrigerer Bodenabträge aber insbesondere auch durch einen weiteren Rückgang der berechneten Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche zurückzuführen.

Der Effekt geringerer aktueller Stickstoffüberschüsse und niedrigerer abgeleiteter Wassermengen zeigt sich insbesondere bei den **Drainagen**, bei denen beide Eingangsparameter zur Berechnung der Stickstoffkonzentrationen herangezogen werden. Hier kommt es entsprechend zu einer deutlichen Reduktion der berechneten Stickstoffemissionen von 2.690 t/a (in 2009–2014) auf 1.710 t/a in den Jahren 2015–2020. Das entspricht einem massiven Rückgang um mehr als 35 %.

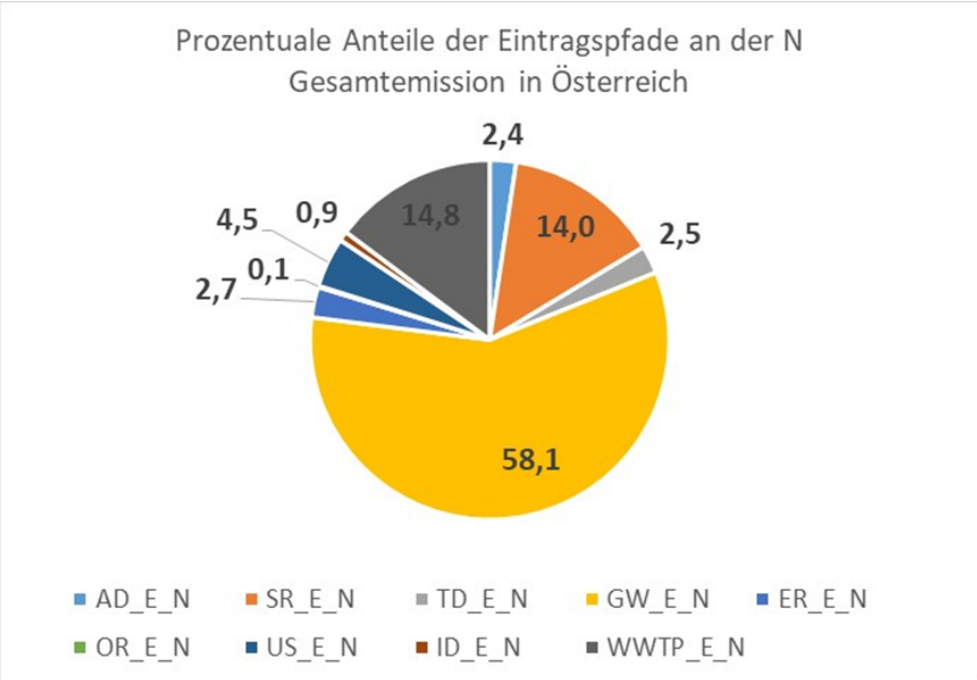
Für den Eintragspfad des **Grundwassers**, der in MoRE den Grundwasser-Basisabfluss und den Zwischenabfluss kombiniert, kommt es bei einem dominanten Eintrag von 37.500 t/a in die österreichischen Fließgewässer ebenfalls zu einer erheblichen Reduktion von 15 % gegenüber der Periode 2009–2014. Auch hier wirken sich die geringeren, aktuellen Stickstoff-Überschüsse aus, da sie herangezogen werden, um einen mittleren Langzeitüberschuss über die Dauer der Verweilzeit des Grundwassers im Einzugsgebiet zu berechnen. Je kürzer die Verweilzeit im Einzugsgebiet, desto stärker die Auswirkungen der niedrigen aktuellen Stickstoff-Überschüsse auf die Grundwasser-Emissionen. Insgesamt stammen 46 % der Stickstoff-Emissionen aus dem Grundwasser von landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Ein Rückgang der Einträge aus dem **Oberflächenabfluss**, der einen signifikanten Anteil der österreichweiten Stickstoffemissionen ausmacht, ist ebenfalls festzustellen. Auch hier zeigen die aktuellen Emissionen von 9.500 t/a eine Reduktion um 15 %, verglichen mit der vorangegangenen Modellperiode (2009–2014).

Die Einträge aus den **atmosphärischen Depositionen** (also Einträge, die direkt über die Wasseroberfläche assoziiert sind,) weisen nur einen geringen Rückgang im Vergleich mit der vorangegangenen Modellperiode auf und liegen in den Jahren 2015–2020 bei 1.610 t/a.

Einträge von Stickstoff aus der Erosion sind von keiner großen Bedeutung. Auch hier zeigt sich ein signifikanter Rückgang der Stickstoff Emissionen von 2009–2014 von 3.445 t/a auf 1.865 t/a in der Periode 2015–2020. Neben einem Rückgang der Stickstoff-Überschüsse wurde auch eine Minderung der für die Berechnung der Emissionen aus der Erosion entscheidenden Bodenabträge ermittelt.

Abbildung 15: Mittlere, prozentuale Anteile der modellierten Eintragspfade an den Stickstoff-Gesamtemissionen in österreichische Oberflächengewässer (Periode 2015–2020).



Erläuterungen: AD=Atmosphärische Depositionen, SR=Oberflächenabfluss, TD=Drainagen, GW=Grundwasser, ER=Erosion, OR=außerurbane Straßen, US=Kanalsysteme, ID=Industrielle Kläranlagen, WWTP=kommunale Kläranlagen

Deutlich zu erkennen ist der dominante Eintrag aus den diffusen Quellen, mit Einträgen aus dem unterirdischen Zustrom von Grundwasser (Basisabfluss und Zwischenabfluss von 58 % und Drainagen (2,5 %). Hohe Anteile finden sich auch beim Oberflächenabfluss (14 %). Mit den geringen Einträgen aus atmosphärischen Depositionen direkt auf die Wasseroberflächen von 2 % und einen Anteil von weniger als 3 % aus der Erosion ergibt sich ein Anteil von

insgesamt fast 80 %, der aus den diffusen Quellen stammt. Davon sind etwa 40 % überschlägig der Landwirtschaft zuzuordnen.

Einträge aus der Siedlungswasserwirtschaft machen dagegen insgesamt 21 % aus, davon rund 15 % aus den kommunalen Kläranlagen, 1 % aus industriellen Kläranlagen und weniger als 5 % aus den Kanalsystemen.

4.3.2 Phosphor

Die notwendigen Modelanpassungen zur Erzielung eines zufriedenstellenden Modellabgleiches wurden in Kapitel 0 dargestellt.

Insgesamt werden in der jetzigen Modellanwendung (2015–2020) Gesamt-Phosphor-Emissionen von 3.400 t/a modelliert. Verwendet man den in der vergangenen Periode (2009–2014) genutzten Modellansatz der partikulären Einträge aus gebirgigen Flächen und Wäldern, käme man in der aktuellen Periode auf 6.300 t/a. Das zeigt den massiven Einfluss der Hintergrundbelastung durch die alpinen und voralpinen Regionen in Österreich. Vergleicht man die Ergebnisse mit der Periode 2009–2014 mit Einträgen von etwas über 7.000 t/a, lässt sich jedenfalls eine deutliche Reduktion der Gesamt-Phosphor-Emissionen ausweisen. Ein Vergleich der Modellanwendungen mit denselben Ansätzen kommt dabei auf eine Reduktion von 10 %. Weitere Reduktionen sind auf die Verwendung des modifizierten Ansatzes für die Berechnung der partikulären Einträge aus gebirgigen Regionen und bewaldeten Regionen zurückzuführen.

Ebenjene oben genannten Eintragspfade, die auf einer Abschätzung der in die Fließgewässer kontinuierlich transportierten Einträgen aus der **Erosion von Gletschermaterial, Gesteinsmaterial aus gebirgigen Regionen und aus Ausschwemmung aus Waldböden** abzielt, lagen in der vorangegangenen Modellperiode bei >4.000 t/a oder einem Anteil von 66 % an den österreichweiten Gesamt-Phosphor-Emissionen.

Da sich der Ansatz der Einträge aus Wald und gebirgigen Regionen im wesentlich auf die jeweiligen in der Landnutzung ausgewiesenen Flächen bezieht und dieser sich nur marginal verändert, wäre der in der aktuellen Phase 2015–2020 modellierte Eintrag aus diesen Bereichen bei der Verwendung derselben Ansätze vergleichbar. Durch die notwendige Abänderung der Ansätze (Kapitel 0) kommt es in der finalen Modellversion (2015–2020) jedoch zu einer signifikanten Reduktion dieser Einträge auf unter 900 t/a, wobei der Hauptanteil aus dem unveränderten Gletscheransatz stammt. Tatsächlich lassen sich mit diesen Werten

zufriedenstellende Modellabgleiche mit den berechneten Frachten in den Fließgewässern herstellen.

Die weiteren Eintragspfade zeigen, ähnlich wie für Stickstoff, eher abnehmende Emissionen für 2015–2020 im Vergleich zur vorangegangenen Periode, die jedoch (auch prozentual) geringer ausfallen.

Das betrifft die **Punktquellen** (kommunale und industrielle) mit einem Rückgang von fast 900 t/a (2009–2014) auf 770 t/a, also um 14 % in der aktuellen Periode ebenso wie die deutlichen Rückgänge in den urbanen Systemen – also der **Misch- und Trennkanalisation**, in denen es zu einem modellierten Rückgang von 680 t/a auf 450 t/a Gesamt-Phosphor kommt (ein Rückgang um 34 %). Die Ursachen dafür (geringere Abflüsse und Neuberechnungen der Einträge aus den Kanalsystemen) wurde bereits für Stickstoff im Kapitel 4.3.1 erwähnt. Auch hier zeigt sich die Reduktion insbesondere in den Mischwasserüberläufen.

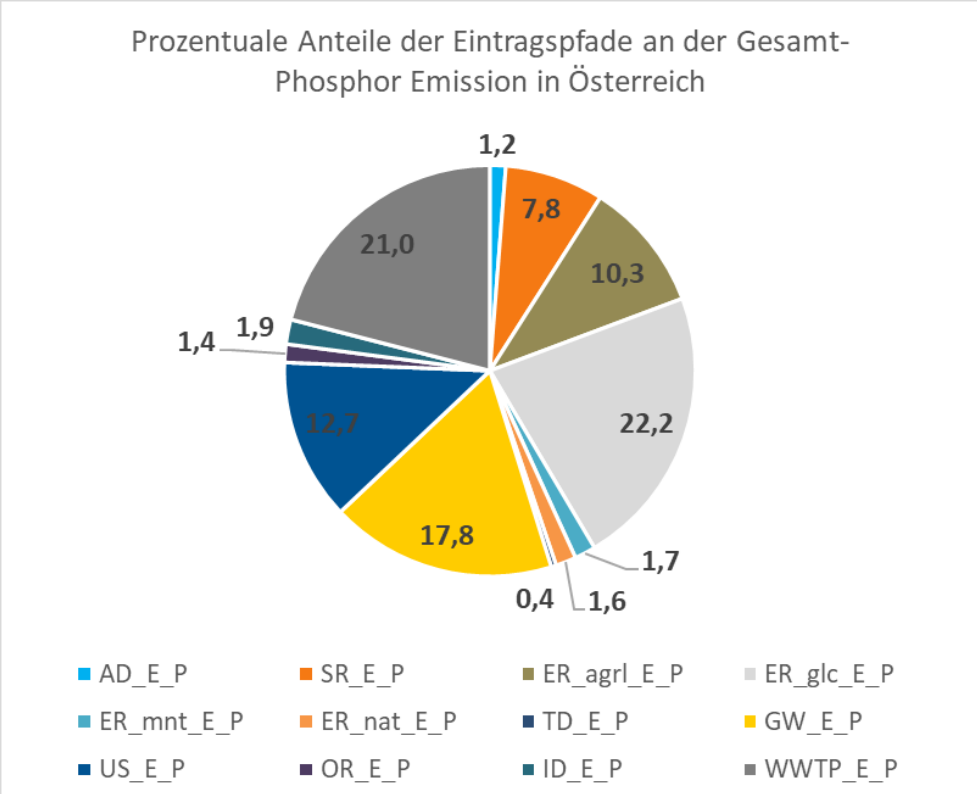
Die Einträge aus diffusen Eintragspfaden, die nicht mit den urbanen Systemen assoziiert sind, gehen mit Ausnahme der Einträge aus dem Grundwasser ebenfalls zurück.

Eine besondere Erwähnung gilt den hohen Verringerungen der Einträge aus der **Erosion von landwirtschaftlichen Flächen**. Hier wird ein signifikanter Rückgang von 800 t/a auf 350 t/a ermittelt, was auf die deutlich niedrigeren berechneten Bodenabtragsraten und die geringeren Niederschläge in dieser Periode zurückzuführen ist.

Während die Einträge aus dem **Oberflächenabfluss** mit 265 t/a Gesamt-Phosphor sich nur wenig von denen der vorangegangenen Periode unterscheiden, sind die Einträge aus den **atmosphärischen Depositionen** mit 40 t/a, aus den **Drainagen** mit 13 t/a und von **außerurbanen Straßen** mit 49 t/a insgesamt von geringer Bedeutung.

Nur in dem oben erwähnten Eintragspfad Grundwasser kommt es zu einem Anstieg der Emissionen von 434 t/a in 2009–2014 auf 605 t/a. Da sich an den Eingangsparametern und Ansätzen für die Konzentrationsberechnungen, anders als beim Stickstoff, nichts geändert hat, kann der Anstieg nur in erhöhten Anteilen an der Wasserbilanz erklärt werden. Dies erscheint bei den erwähnten geringeren Niederschlägen im Jahr 2015–2020 zunächst unlogisch, ist aber möglich, da die Anteile des Grundwassers an der Wasserbilanz nicht aktiv berechnet werden, sondern sich aus dem Delta des Gesamtabflusses abzüglich der berechneten oder aus Daten abgeleiteten Anteile aus den anderen Eintragspfaden ableitet.

Abbildung 16: Mittlere, prozentuale Anteile der modellierten Eintragspfade an den Gesamt-Phosphor-Emissionen in österreichische Oberflächengewässer (Periode 2015–2020) .



Erläuterungen: AD=Atmosphärische Depositionen, SR=Oberflächenabfluss, TD=Drainagen, GW=Grundwasser, ER=Erosion, OR=außerurbane Straßen, US=Kanalsysteme, ID=Industrielle Kläranlagen, WWTP=kommunale Kläranlagen.

Dieser Umstand verstärkt noch einmal den bereits in Kapitel 4.3.1 beschriebenen Effekt, den die niedrigeren Stickstoff-Überschüsse bewirken.

4.4 Risikoanalyse

In diesem Kapitel werden die aus den Modellergebnissen für die Periode 2015–2020 abgeleiteten Überschreitungen für die NO_3-N- und PO_4-P-Konzentrationen am Auslass der 754 österreichischen Einzugsgebiete dargestellt. Die typspezifischen Richtwerte des jeweiligen Gewässers (als 90 %-Perzentile vorgegeben) werden entsprechend mit den mittleren Modellergebnissen der Modellperiode verglichen. Der Richtwert wurde aus den typspezifischen Bedingungen des am Auslass des Einzugsgebietes liegenden Wasserkörpers abgeleitet. Zwischen Modellergebnis und typspezifischem Richtwert wird ein Faktor (Risiko-

quotient RQ) gebildet, der den Modellunsicherheiten Rechnung tragen soll. Für Stickstoff fallen die Modellunsicherheiten meistens in einen Bereich zwischen +/- 20 %. Entsprechend werden Modellergebnisse, die einen Faktor <0,8 aufweisen als Einzugsgebiete ohne eine Risikoverfehlung dargestellt. Hier herrscht für dieses Qualitätselement der gute oder sehr gute Zustand vor. Bei einem Faktor von 0,8–1,2 liegt ein mögliches Risiko vor, bei einem Faktor >1,2 ein sicheres Risiko.

Beim Phosphor können die Modellabweichungen größer ausfallen. Bei der vorliegenden Risikoanalyse wurde zudem die systematische Überschätzung der modellierten PO_4-P-Konzentrationen bei der Risikoklassenbildung mitberücksichtigt. Entsprechend verschieben sich die Grenzen jeweils um 20 % nach oben.

4.4.1 Stickstoff

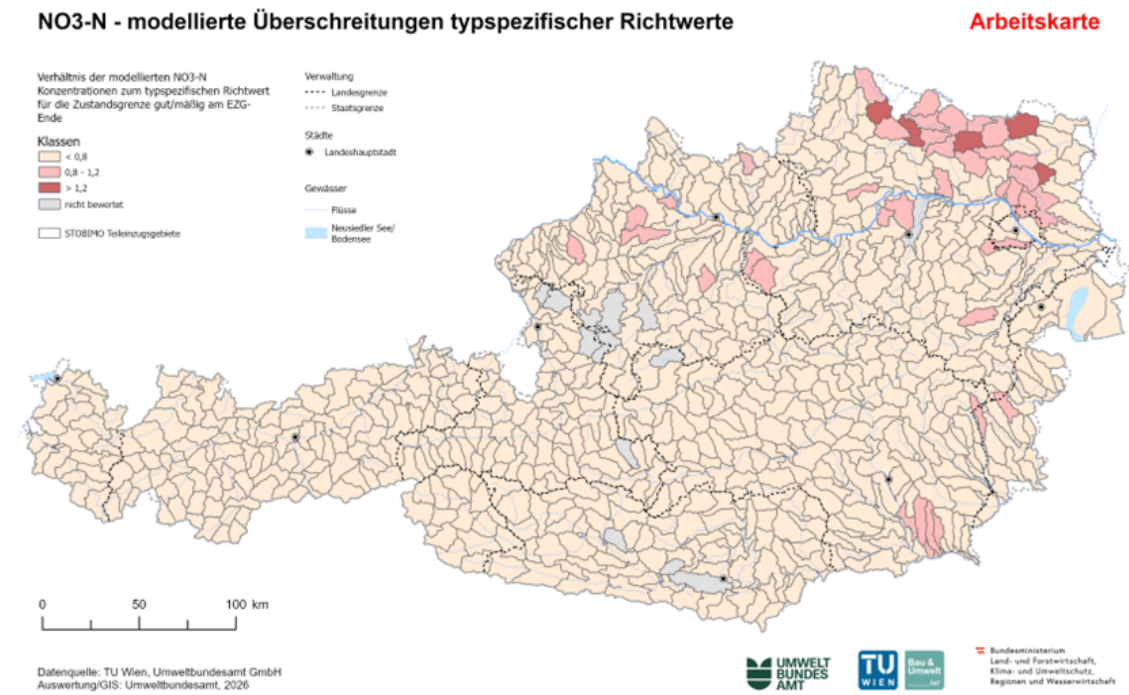
Es zeigt sich für NO_3-N, dass sich 94 % (2009–2014: 90 %) der modellierten Fließgewässer in einem guten oder sehr guten Zustand befinden. Etwa 5 % (2009–2014: 8 %) weisen anhand der Modellergebnisse eine mögliche und nur <1 % (2009–2014: 2 %) eine sichere Überschreitung aus. Alle Einzugsgebiete, die eine sichere Überschreitung ausweisen, waren auch in 2009–2014 so ausgewiesen. Damit wird ersichtlich, dass es zu einer weiteren Verbesserung der Situation Österreichs kommt, was die Belastungen mit NO_3-N angeht. Diese Ergebnisse stimmen gut mit Auswertungen überein, die im Rahmen der Erstellung des Nitratberichtes durchgeführt wurden (BMLFUW, 2024).

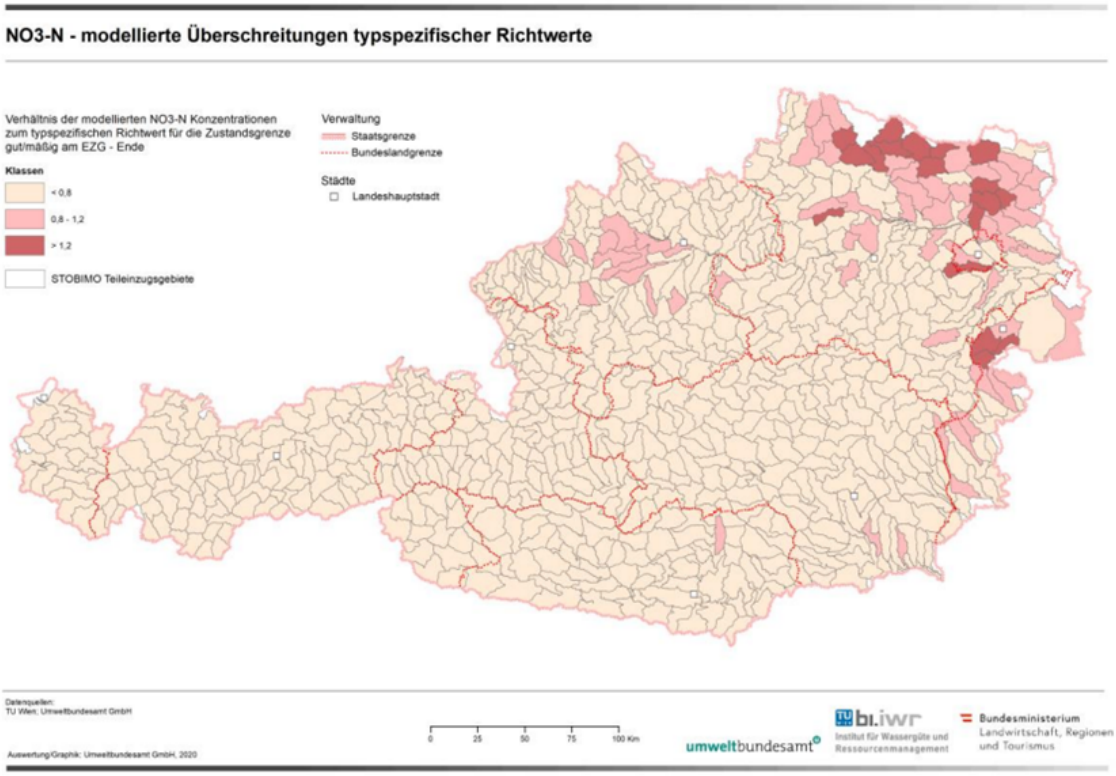
Tabelle 4: Risikoanalyse für NO_3-N in den ausgewerteten Analysegebieten und Vergleich mit der vorangegangenen Periode. Angegeben sind die absolute Anzahl und der relative Anteil [%] der Analysegebiete in den Risikoklassen.

Parameter	**Anzahl (absolut/relativ) möglicher UQN- (Umweltqualitätsnorm-) Überschreitungen**		
	<0,8 RW	**0,8–1,2 RW**	**>1,2 RW**
NO_3-N (2015–2020)	711 (94)	38 (5)	5 (1)
NO_3-N (2009–2014)	679 (90)	57 (8)	18 (2)

Unter Berücksichtigung der räumlichen Situation stellen sich die durch die Modellierung ausgewiesenen Risikoklassen für eine Überschreitung der typspezifischen Richtwerte für NO_3-N folgendermaßen dar (Abbildung 17).

Abbildung 17: Risikobewertung von NO_3-N anhand modellierter Unterschreitungen und Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte und Vergleich der Risikobewertung 2015–2020 (oben) und 2009–2014 (unten, aus BMNT, 2022).

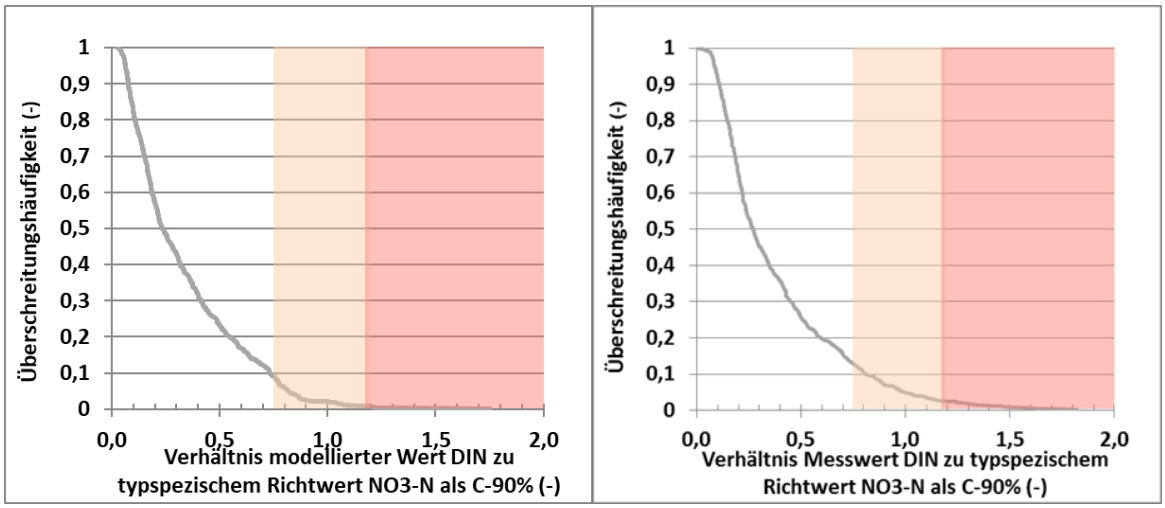




Klar ersichtlich ist der Rückgang des Risikos einer Richtwertüberschreitung für NO_3-N in allen bisher ausgewiesenen Risikoregionen des Weinviertels in Niederösterreich, des Innviertels und der Traun-Enns-Platte in Oberösterreich und auch der Grabenlandbäche in der Steiermark. Ebenso werden die vorherigen Risikogebiete des Burgenlandes über die Modellergebnisse weitgehend in einem guten Zustand dargestellt.

Stellt man die Modellergebnisse für die Einzugsgebiete als Überschreitungshäufigkeit dar zeigen sich folgende Ergebnisse (Abbildung 18).

Abbildung 18: Überschreitungshäufigkeiten der typspezifischen Richtwerte von NO_3-N für 754 österreichische Einzugsgebiete (links: 2015–2020, rechts: 2009–2014).



In der Periode 2009–2014 lagen von den 10 % der Einzugsgebiete mit oder mit möglicher modellierter Überschreitung von NO_3-N 2,4 % über einem Faktor Modellwert/Richtwert von >1,2 und nur etwa 0,7 % (5 EZG) über einem Faktor von 1,5.

In der Periode 2015–2020 liegen von den knapp 6 % der Einzugsgebiete mit oder mit möglicher modellierter Überschreitung von NO_3-N nur noch 0,7 % (5 EZG) über einem Faktor Modellwert/Richtwert von >1,2 und nur noch ein einziges Einzugsgebiet über einem Faktor von 1,5. Das bedeutet, dass die Modellergebnisse nicht nur eine generelle Verbesserung für die Anzahl der Risikogebiete anzeigen, sondern dass auch die Höhe der Überschreitungen signifikant abgenommen hat. Drei der fünf Einzugsgebiete mit ausgewiesenem Risiko zeigen RQ von 1,21–1,23.

4.4.2 Phosphor

Für das aus dem Gesamt-Phosphor berechneten PO_4-P zeigt sich ein etwas anderes Bild. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass es vereinzelt über die Modellergebnisse noch immer zu Überschätzungen der Konzentrationen kommt. Insgesamt zeigen die Ergebnisse für PO_4-P eine größere Unsicherheit. Hier wurden die Risikoquotienten aufgrund der systematischen Überschätzung der PO_4-P-Konzentrationen und entsprechend der 90 %-Perzentile modifiziert. Die hier verwendete Unterteilung der Risikoklassen weist ein Ergebnis für ein Einzugsgebiet mit einem RQ von <1,0 als kein Risiko aus, Einzugsgebiete mit RQ >1,0–1,4 als EZG mit möglichem Risiko und Einzugsgebiete mit RQ >1,4, als EZG mit sicherem Risiko aus. Es zeigt sich, dass sich für PO_4-P 85 % (2009–2014: 89 %) der modellierten Fließgewässer in einem guten oder sehr guten Zustand befinden. Etwa 10 % (2009–2014: 5 %) weisen anhand der Modellergebnisse eine mögliche und 5 % (2009–2014: 6 %) eine sichere Überschreitung aus (Tabelle 5).

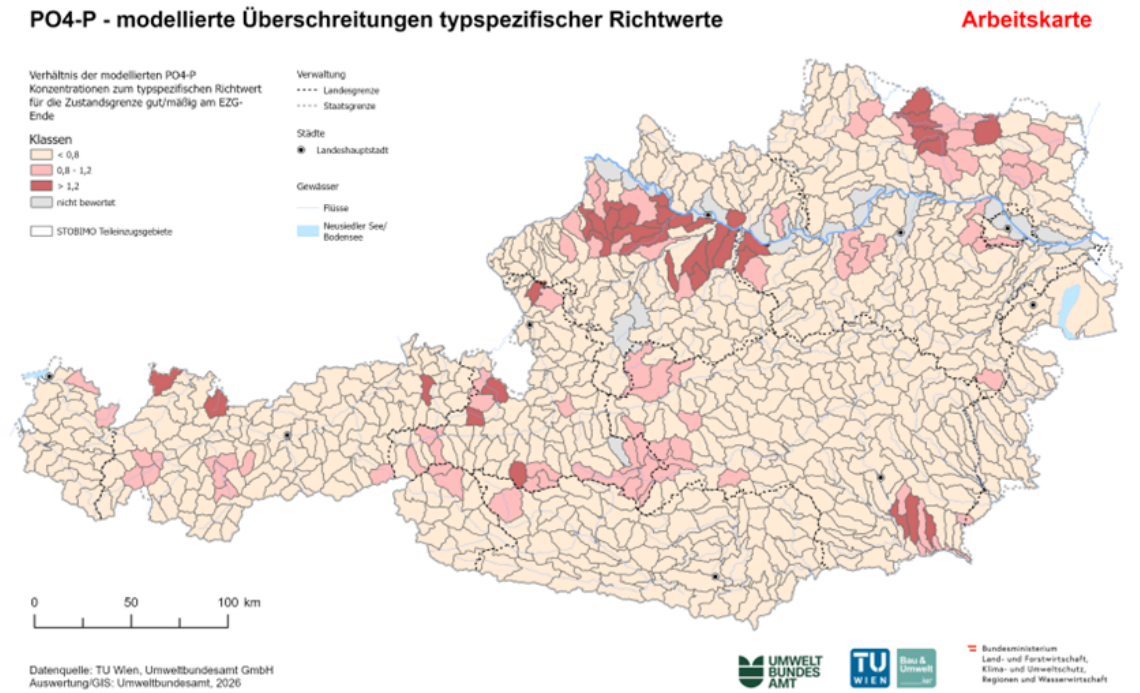
Über 70 % der Einzugsgebiete, die eine sichere Überschreitung ausweisen, waren auch in 2009–2014 so ausgewiesen. 21 % der ausgewiesenen Einzugsgebiete mit sicherem Risiko waren in der vorherigen Modellierung als Einzugsgebiete mit möglichem Risiko ausgewiesen. In 9 % waren die Einzugsgebiete in der vorhergegangenen Modellierung als EZG ohne Risiko der Zielverfehlung ausgewiesen. Insgesamt sind die Einzugsgebiete, die mit sicherem oder möglichem Risiko ausgewiesen werden, von 84 (2009–2014) auf 106 angestiegen.

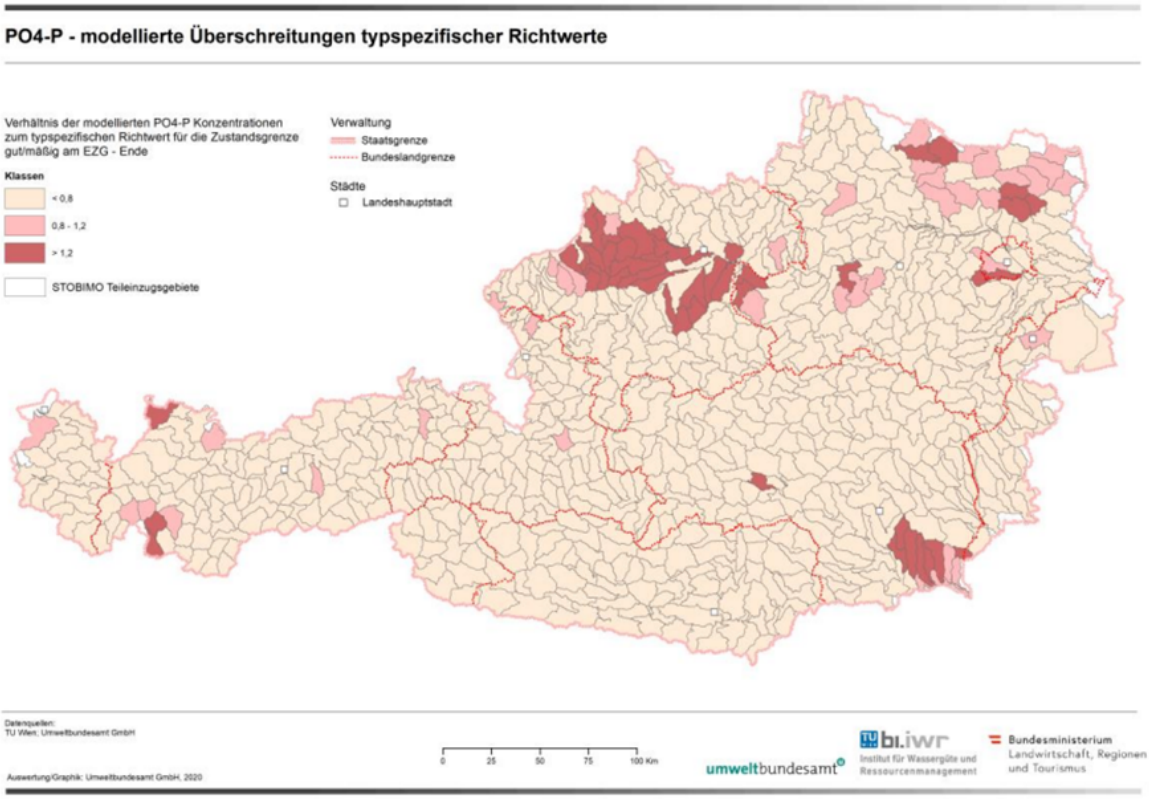
Tabelle 5: Risikoanalyse für PO_4-P in den ausgewerteten Analysegebieten und ein Vergleich mit der vorangegangenen Periode. Angegeben ist die absolute Anzahl und der relative Anteil [%] der Analysegebiete in den Risikoklassen.

Parameter	**Anzahl (absolut/relativ) möglicher UQN-Überschreitungen**		
	<1,0 RW	**1,0-1,4 RW**	**>1,4 RW**
PO_4-P (2015–2020)	644 (85)	76 (10)	34 (5)
	<0,8 RW	**0,8-1,2 RW**	**>1,2 RW**
PO_4-P (2009–2014)	**670 (89)**	**39 (5)**	**45 (6)**

Die räumliche Verteilung der Risikoklassen für eine Überschreitung der typspezifischen Richtwerte für PO_4-P stellt sich folgendermaßen dar (Abbildung 19).

Abbildung 19: Risikobewertung von PO_4-P anhand modellierter Unterschreitungen und Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte und Vergleich der Risikobewertung 2015–2020 (oben) und 2009–2014 (unten, aus BMNT, 2022).



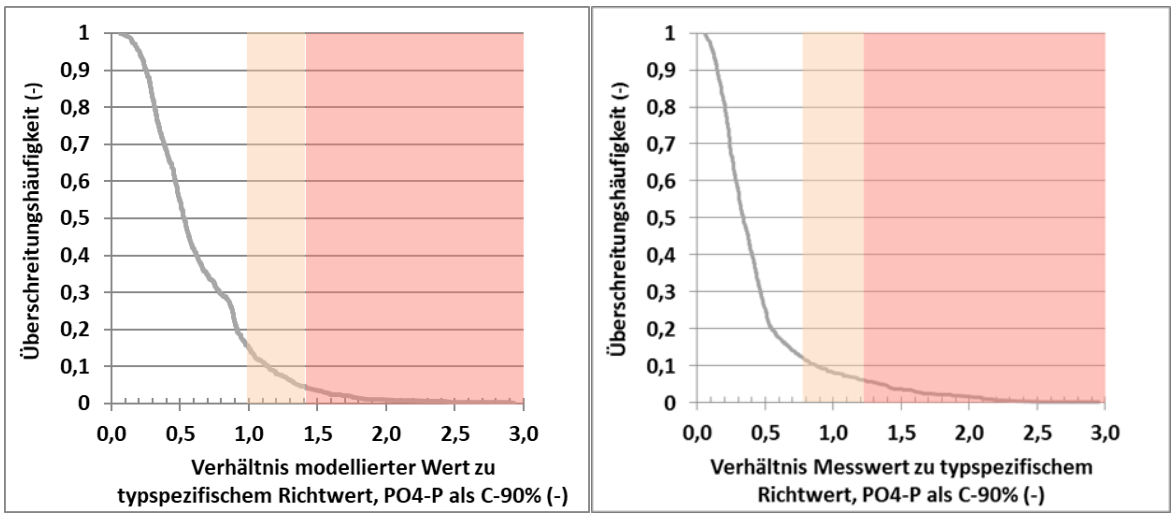


Eine gute Übereinstimmung zeigt sich auch in den 2009–2014 ausgewiesenen Schwerpunktregionen der Traun-Enns-Platte und des Innviertels in Oberösterreich, des Weinviertels und des Mostviertels in Niederösterreich sowie der Grabenlandbäche in der Steiermark. Einzelne Einzugsgebiete sind jedoch in der aktuellen Modellierung, meistens ausgewiesen als EZG mit möglichem Risiko, hinzugekommen und betreffen alpine, meist vergletscherte Einzugsgebiete, z. B. im Salzkammergut und im Lungau oder in den Berchtesgadener Alpen. Hier sind die Einträge aus den vergletscherten Gebieten noch immer hoch, sollten aber insgesamt geringer ausfallen als in der vorangegangenen Modellperiode, in der kein Risiko oder mögliches Risiko ausgewiesen wurde, da die Einträge aus den gebirgigen Regionen massiv reduziert wurden. Aufgrund einer genaueren Analyse und eines Vergleiches zeigen sich hier erhöhte Emissionen aus dem Oberflächenabfluss und aus dem Grundwasser, was deutlich auf eine Erhöhung der Wasserbilanzanteile dieser Eintragspfade hinweist, bei insgesamt nicht oder nur wenig erhöhten Nettoabflüssen.

Insbesondere diese Ergebnisse bleiben jedoch mit einer Unsicherheit behaftet und sollten anhand von Monitoringergebnissen überprüft werden. Tatsächlich liegen in diesen Regionen nur zwei GZÜV-Messstellen, die eine dezidierte Überprüfung nicht möglich machen.

Stellt man die Modellergebnisse für die Einzugsgebiete als Überschreitungshäufigkeit dar zeigen sich folgende Ergebnisse (Abbildung 20).

Abbildung 20: Überschreitungshäufigkeiten der typspezifischen Richtwerte von PO_4-P für 754 österreichische Einzugsgebiete (links: 2015–2020, rechts: 2009–2014).



In der Periode 2009–2014 lagen von den 11 % der Einzugsgebiete mit oder mit möglicher modellierter Überschreitung von PO_4-P 54 % über einem Faktor Modellwert/Richtwert von >1,2 und 14 % (12 EZG) über einem Faktor von 2 (Maximum 3,0).

In der Periode 2015–2020 liegen von den knapp 31 % der Einzugsgebiete mit oder mit möglicher modellierter Überschreitung von PO_4-P und 6 % (7 EZG) über einem Faktor Modellwert/Richtwert von >2 (Maximum 2,9).

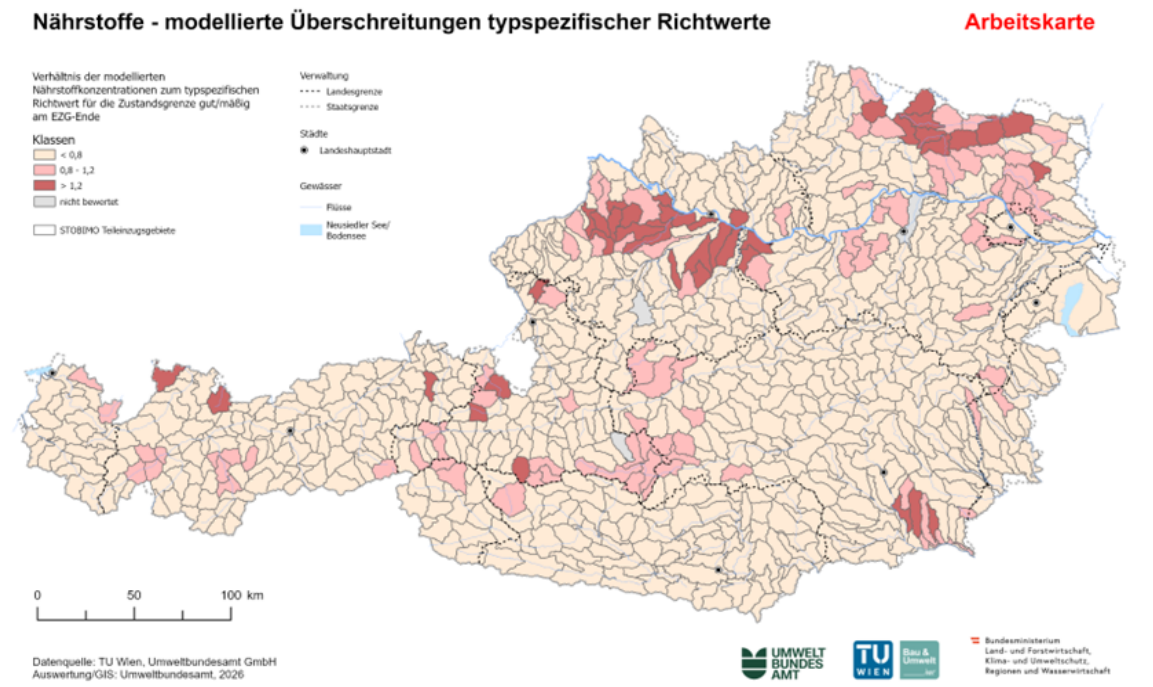
4.4.3 Nährstoffe

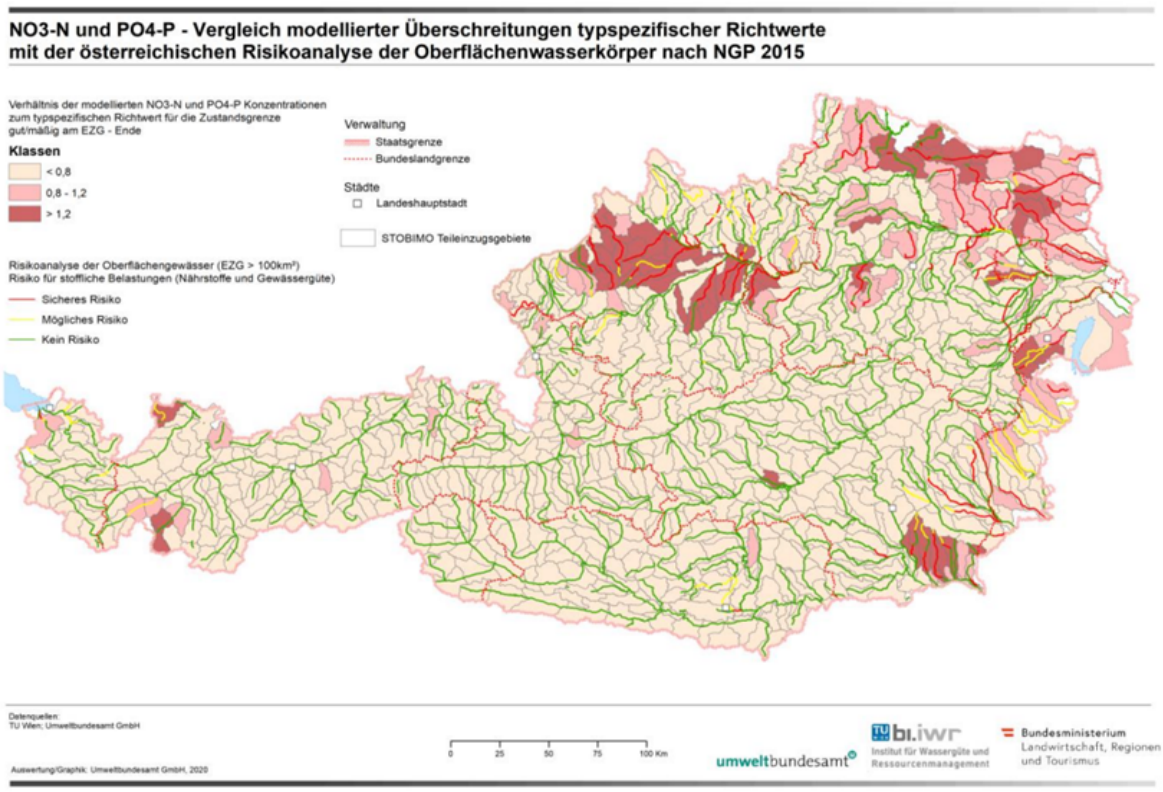
Fasst man die Ergebnisse der Risikoanalyse für NO_3-N und PO_4-P zusammen, um das „One-out-all out" Prinzip anzuwenden, zeigt sich in 16,3 % (123 EZG) der 754 Einzugsgebiete eine mögliche Überschreitung oder eine Überschreitung der typspezifischen Richtwerte. In 5 % der oben aufgeführten Fälle (36 EZG) lässt sich eine „sichere" Überschreitung ausweisen. Im Vergleich zur vorangegangenen Risikoanalyse (2009–2014), in der noch für 16,5 % (124 EZG) der Einzugsgebiete eine mögliche oder eine Überschreitung der typspezifischen Richtwerte für NO_3-N und PO_4-P und für 7,5 % (57 EZG) eine sichere Überschreitung ausgewiesen wurden, zeigen sich bei ähnlichen Gesamtergebnissen insgesamt trotzdem Veränderungen. Zum einen wächst der Anteil der möglichen Risikogebiete, die durch Überschreitungen der PO_4-P-Konzentrationen verursacht werden, relativ zu denen von NO_3-N weiter. Zum anderen nehmen jene Risikogebiete ab, in denen hohe Überschreitungen ermittelt wurden. Deutliche Schwerpunkte der Belastungen liegen weiter in Oberösterreich im Inn- und Hausrückviertel und auf der Traun-Enns-Platte, im nördlichen und nordöstlichen Niederösterreich (Weinviertel und teilweise im Waldviertel), im nördlichen Burgenland und in der Steiermark im südlichen Hügelland (Vorland) und im Bereich der Grabenlandbäche.

Insgesamt ist die Anzahl der Gebiete mit möglichem Risiko oder mit Risiko in diesen Schwerpunktregionen verglichen mit der vorangegangenen Risikoanalyse aber zurückgegangen. Dafür sind vereinzelte Regionen in vergletscherten Bereichen hinzugekommen. Ein tatsächlicher Anstieg der Konzentrationen wäre hier zu überprüfen. Stärkere Abschmelzprozesse könnten die Ursache sein, werden aber in den Modellansätzen nicht dezidiert abgebildet.

Die räumliche Verteilung der Risikoklassen für eine Überschreitung der typspezifischen Richtwerte für NO_3-N und PO_4-P stellt sich folgendermaßen dar (Abbildung 21).

Abbildung 21: Risikobewertung von NO_3-N und PO_4-P anhand modellierter Unterschreitungen und Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte und Vergleich der Risikobewertung 2015–2020 (oben) und 2009–2014 (unten, aus BMNT, 2022).





4.5 Regionalspezifische Analyse

In der regionalspezifischen Analyse der Modellergebnisse wird in einem ersten Schritt ein Überblick über Anteile der Eintragspfade aus allen österreichischen Einzugsgebieten gegeben und diskutiert. In einem zweiten Schritt wird die Situation in den spezifischen Risikoregionen dargestellt. Wenn ähnliche Emissionsbedingungen vorliegen, sollen die Ergebnisse in diesen Regionen zusammengefasst und so typische Emissionsmuster ausgewiesen werden.

4.5.1 Überblick über alle Analysegebiete

Die relativen Frachtbeiträge der Eintragspfade am Gesamteintrag sind in Abhängigkeit der Charakteristika der Untersuchungsgebiete sehr unterschiedlich und können stark schwanken.

Die Verteilung der relativen Frachtanteile der Eintragspfade am Gesamteintrag für alle Untersuchungsgebiete und der modellierten Nährstoffe soll dennoch dargestellt werden, auch um einen Vergleich zu der für 2009–2014 durchgeführten Emissionsmodellierung anstellen zu können (Tabelle 6). Bei diesem Vergleich ist im Falle der Phosphor-Emissionen zu beachten, dass die Gesamtemissionen insbesondere, aber nicht nur, durch die Änderung der Ansätze zur Berechnung der Erosion aus gebirgigen Regionen und von bewaldeten Regionen in der aktuellen Modellperiode deutlich abgenommen hat, woraus sich die großen prozentualen Abweichungen der einzelnen Eintragspfade ergeben. Hier ist es ratsam, einen Vergleich über die absoluten Zahlen anzustellen.

Wie bereits erwähnt, ergeben sich für Stickstoff in der aktuellen Periode die größten Veränderungen durch die Verringerung der Stickstoffüberschüsse in den Eintragspfaden Grundwasser und Drainagen. Ebenfalls stark reduziert sind die Einträge aus den Mischwasserüberläufen und aus der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen. Bei letzteren fällt der berechnete Bodenabtrag deutlich niedriger aus als in der vorangegangenen Modellierungsperiode.

Trotz signifikanter Reduktion der diffusen Einträge aus landwirtschaftlicher Aktivität tragen diese noch immer zu rund 40 % der mittleren jährlichen Stickstoffeinträge in Österreich bei (Anteil an N-Depositionen, Anteil am Oberflächenabfluss, Grundwasseranteil, Drainagen). Die Einträge aus Kläranlagen liegen bei rund 16 % und die aus den Kanalsystemen bei weniger als 5 %.

Tabelle 6: Mittelwerte der absoluten- [t/a] und der relativen Frachtbeiträge [%] je Eintragspfad über alle Untersuchungsgebiete für 2015–2020 und Vergleich mit der Modellperiode 2009–2014.

Eintragspfad	2015–2020				2009–2014			
	Stickstoff [t/a]	Stickstoff [%]	Phosphor [t/a]	Phosphor [%]	Stickstoff [t/a]	Stickstoff [%]	Phosphor [t/a]	Phosphor [%]
Deposition auf Gewässerflächen	1.607	2,4	42	1,2	1.729	2,2	42	0,6
Erosion von lw. Nutzflächen	1.646	2,4	349	10,3	3.212	4,1	800	11,3
Erosion Gletscher	26	0,0	755	22,2	26	0,0	758	10,7
Erosion (alpine offene Flächen)	107	0,2	56	1,7	107	0,1	2.825	40,0
Erosion aus Wald	85	0,1	55	1,6	98	0,1	295	4,2
Grundwasser und Interflow	39.512 18.099*	58,1 26,6*	605	17,8	44.642	56,4	434	6,1
Oberflächen-abfluss	9.507	14,0	265	7,8	11.220	14,2	277	3,9
Drainagen	1.712	2,5	13	0,4	2.694	3,4	16	0,2
Außerurbane Straßen	78	0,1	49	1,4	78	0,1	49	0,7
Mischwasser-überläufe	2.842	4,2	309	9,1	4.247	5,4	549	7,8
Regenwasser aus Trennkanalisation	208	0,3	122	3,6	210	0,3	131	1,9
Industrielle Direkteinleiter	669	1,0	66	1,9	1.246	1,6	93	1,3
Kommunale Kläranlagen	10.029	14,7	713	21,0	9.660	12,2	801	11,3
Gesamt - Emissionen [t/a]	68.028	100	3.399	100	79.169	100	7.070	100

* Der Anteil der Grundwasser-Stickstoffemission von landwirtschaftlichen Flächen.

Bei den Phosphor-Emissionen kommt es neben dem methodisch bedingten Rückgang der Einträge aus bewaldeten Regionen und insbesondere aus gebirgigen Regionen zu weiteren deutlichen Reduktionen bei den Einträgen aus der Erosion aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten (niedrigere Bodenabträge), den Mischwasserüberläufen und den Kläranlagen. Der einzige Eintrag, der in der aktuellen Modellperiode einen Anstieg verzeichnet, sind die

Emissionen aus dem Grundwasserpfad. Dies ist auf einen erhöhten Anteil des Grundwassers in der Wasserbilanz zurückzuführen, die nicht aktiv berechnet wird, sondern sich aus dem Delta des Nettoabflusses und allen anderen Eintragspfaden ergibt.

Auch hier zeigt sich trotz signifikanter Reduktion der Einträge durch Erosion von landwirtschaftlichen Flächen noch immer ein erhöhter Anteil der Einträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung, die im Mittel in Österreich bei etwa 20 % liegt. Die Einträge aus Kläranlagen machen 23 % aus und jene aus den Kanalsystemen weniger als 6 %. An dieser Stelle sei noch einmal erwähnt, dass die prozentualen Anteile auch deshalb im Vergleich zur vorangegangenen Modellierungsperiode höher ausfallen können, da die hohen Einträge aus den gebirgigen Regionen aus methodischen Gründen in der aktuellen Modellierungsperiode wegfallen.

4.5.2 Regionalspezifische Eintragspfadanalyse in Risikoregionen

In der Risikoanalyse (Kapitel 4.4) wurden die berechneten Gewässerkonzentrationen der Nährstoffe den jeweiligen typspezifischen Richtwerten gegenübergestellt und Einzugsgebiete identifiziert, für die das Risiko einer Überschreitung besteht.

Es zeigt sich, dass spezifische Regionen mit ähnlichen Bedingungen ausgewiesen werden können, für die eine Darstellung der Emissionssituation Aufschluss für die notwendige Maßnahmenauswahl und ihre Priorisierung geben kann. Aus diesem Grund werden die relativen Frachtanteile der unterschiedlichen Eintragspfade sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor in diesen Regionen („Risikoregionen“) dargestellt.

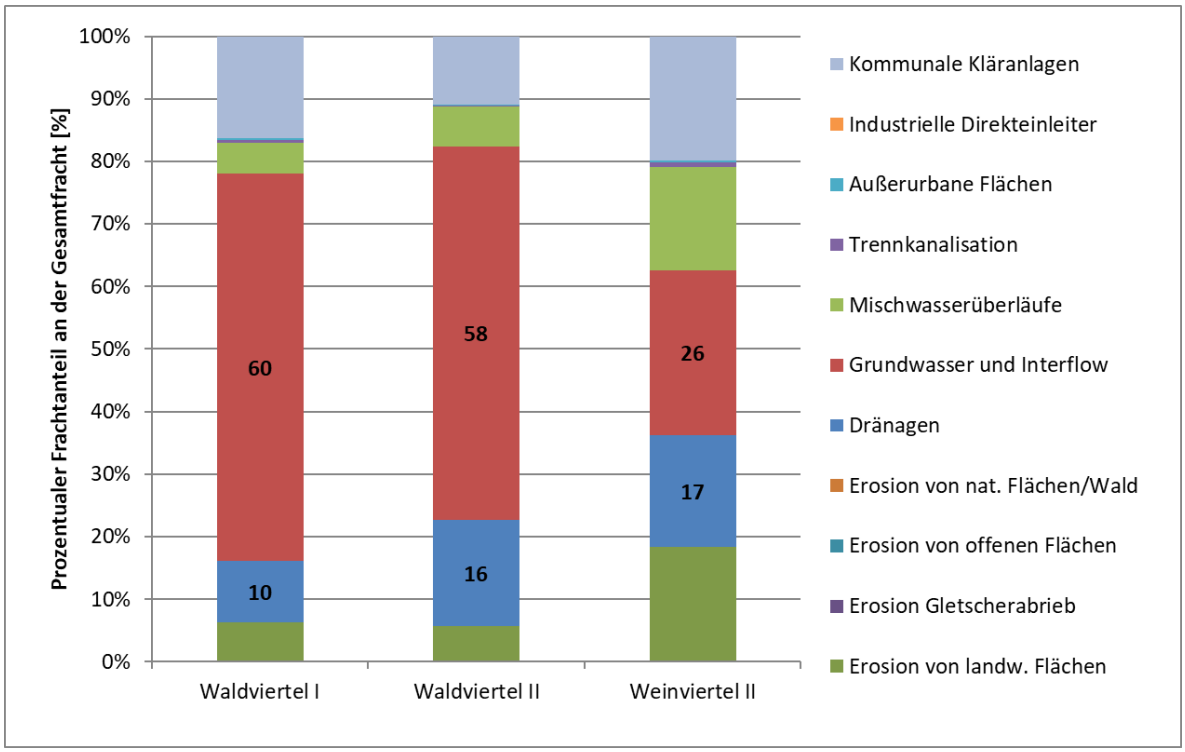
Stickstoff

Für Stickstoff reduzieren sich die Schwerpunktregionen in der aktuellen Modellierungsphase (2015–2020) auf das Weinviertel und das Waldviertel. In Übereinstimmung mit der vorangegangenen Modellierungsphase werden hier wiederum verschiedene Risikoregionen zusammengefasst, die fett gedruckten Einzugsgebiet-IDs zeigen die EZG mit Risiko an:

- Waldviertel I: Große Taffa (ID 10780 und **10785**)
- Waldviertel II: Seebsbach und Fugnitz (**ID 11040** und 11045)
- Weinviertel II: Rußbach, Taschlbach, Gmoosbach, Thaya-Mühlbach und Weidenbach (ID 11010, 11080, **10870, 11070** und **11110**)

Das in der vorangegangenen Modellierungsphase (2009–2014) als Risikoregion ausgewiesene Weinviertel I (Pulkau) und Neusiedlersee West (Wulka und Nodbach) werden hier nicht mehr betrachtet, da für sie in der aktuellen Risikobetrachtung kein Risiko ausgewiesen wurde (Abbildung 22).

Abbildung 22: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von Stickstoff, für exemplarisch ausgewählte Regionen mit Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte (>1,2 RW).



In Betrachtet man die flächenspezifischen Einträge für Stickstoff in diesen Regionen [kg N/ha/a] wird ein Rückgang der Einträge im Vergleich mit jenen für die Periode 2009–2014 deutlich. Für die ausgewählten Einzugsgebiete im Waldviertel wird mit 4,8 kg N/ha/a (Waldviertel I) (2009–2014: 7,8 kg N/ha/a) und 5,3 kg N/ha/a (Waldviertel II) (2009–2014: 10,4 kg N/ha/a) in der aktuellen Modellperiode ein massiver Rückgang der Emissionen deutlich. Dieser fällt im Weinviertel II mit einem flächenspezifischen Eintrag von 3,4 kg N/ha/a (2009–2014: 5,7 kg N/ha/a) zwar etwas geringer aus, bestätigt aber die Tendenz der geringeren Einträge in der aktuellen Modellperiode. Trotzdem führen die abnehmenden Emissionen noch immer zu einer Verfehlung der typspezifischen Richtwerte. Hierbei kommen die grundsätzlich geringen Abflussbedingungen, also ein geringes Verdünnungspotential, im

Weinviertel zum Tragen. Bei geringem Verdünnungspotenzial werden schon bei geringeren flächenspezifischen Einträgen die typspezifischen Richtwerte übertroffen.

Bezug auf die prozentualen Anteile der einzelnen Eintragspfade an der Gesamt-Stickstoffemission ändert sich nur sehr wenig. Bei einer leichten Reduktion der Anteile aus dem Grundwasser, den Drainagen und der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen, was aus der Abnahme der Stickstoffüberschüsse und den geringeren Bodenabträgen resultiert, zeigen sich leicht erhöhte Anteile aus den Kläranlagenabläufen und aus den Mischwasserentlastungen.

Trotzdem bleibt in den dargestellten Risikoregionen der Anteil der diffusen Einträge aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen der bei weitem dominante Eintrag. Mit Anteilen des Grundwassers aus landwirtschaftlichen Flächen von 50 % (Waldviertel I), 45 % (Waldviertel II) und 21 % (Weinviertel II) und Drainageanteilen von 10–17 % an den Gesamt-Emissionen kommt man auf Anteile aus landwirtschaftlich verursachten Einträgen von rund 70 % in den ausgesuchten Risikoregionen des Waldviertels und etwa 55 % in der verbleibenden Risikoregion des Weinviertels.

Phosphor

Da sich für Phosphor die Schwerpunktregionen nicht wesentlich von jenen unterscheiden, die in der vorangegangenen Modellperiode ausgewiesen wurden und die als Grundlage für eine detailliertere Betrachtung der Erosionsbedingungen in den Kapiteln 5 und 6 herangezogen werden, ist ein Vergleich mit den Ergebnissen der Modellperiode 2009–2014 möglich.

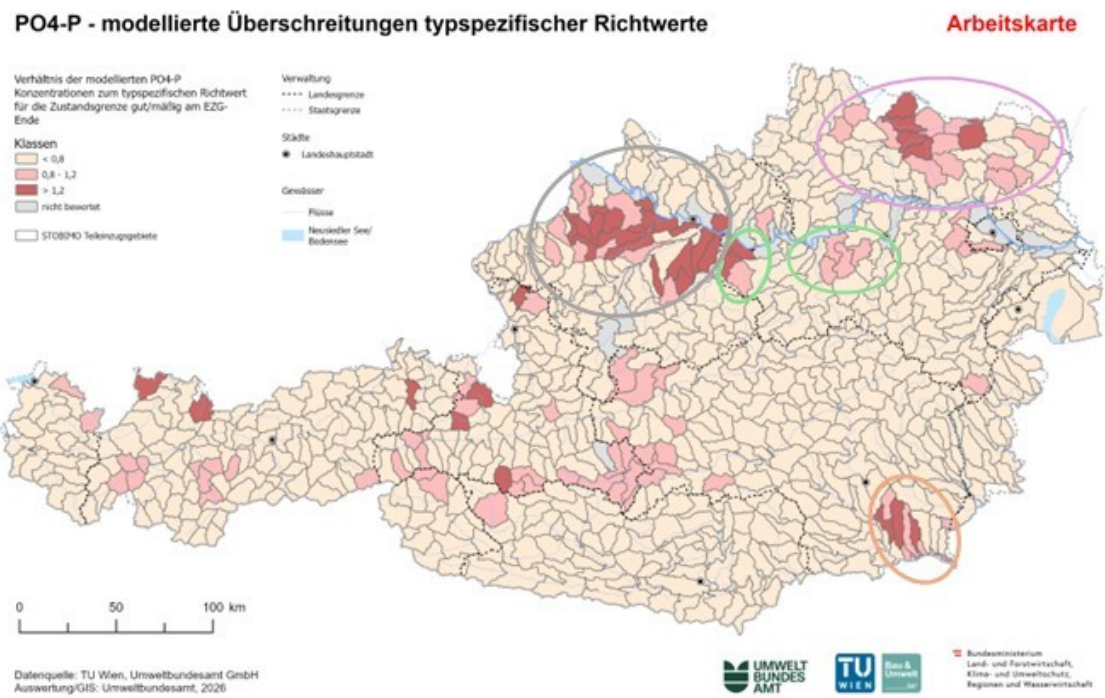
Abbildung 23 zeigt die ausgesuchten Risikoregionen. Die Auswahl deckt sich weitgehend mit jener der vorangegangenen Modellierung für die Periode 2009–2014. Lediglich die Risikoregion Mostviertel wurde hinzugefügt, diese steht auch im Fokus der Modellierungen mit RPhosFate:

- Innviertel: Oberach (20925); Antiesen (20930); Osternach (20935); Antiesen (20940); Gurtenbach (20945); Pram (20965); Pram (20970); Pram (20980); Pram (20985)
- Hausruckviertel: Aschach (10135); Aschach (10140); Aschach (10145); Trattnach (10150); Trattnach (10155); Innbach (10160); Innbach (10165)
- Traun-Enns-Platte: Schedlbergerbach (Schedlbach) (10280); Krems (10285); Sulzbach (10290); Ipfbach (10295); Kristeiner Bach (10300)

Mostviertel: Erla (10510); Erla (10515)

- Weinviertel: Rußbach (11010); Pulkau (11050); Pulkau (11055); Taschlbach (11080); Weidenbach (11110)
- Grabenlandbäche: Stiefling (12065); Stiefling (12070); Schwarzaubach (Mühlgang) (12125); Ottersbach (12135); Saßbach (12140); Gnasbach (12145); Lendva (12165)

Abbildung 23: Risikobewertung von PO_4-P anhand modellierter Unterschreitungen und Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte und Auswahl der der Risikoregionen (dargestellt durch farbige Markierung).

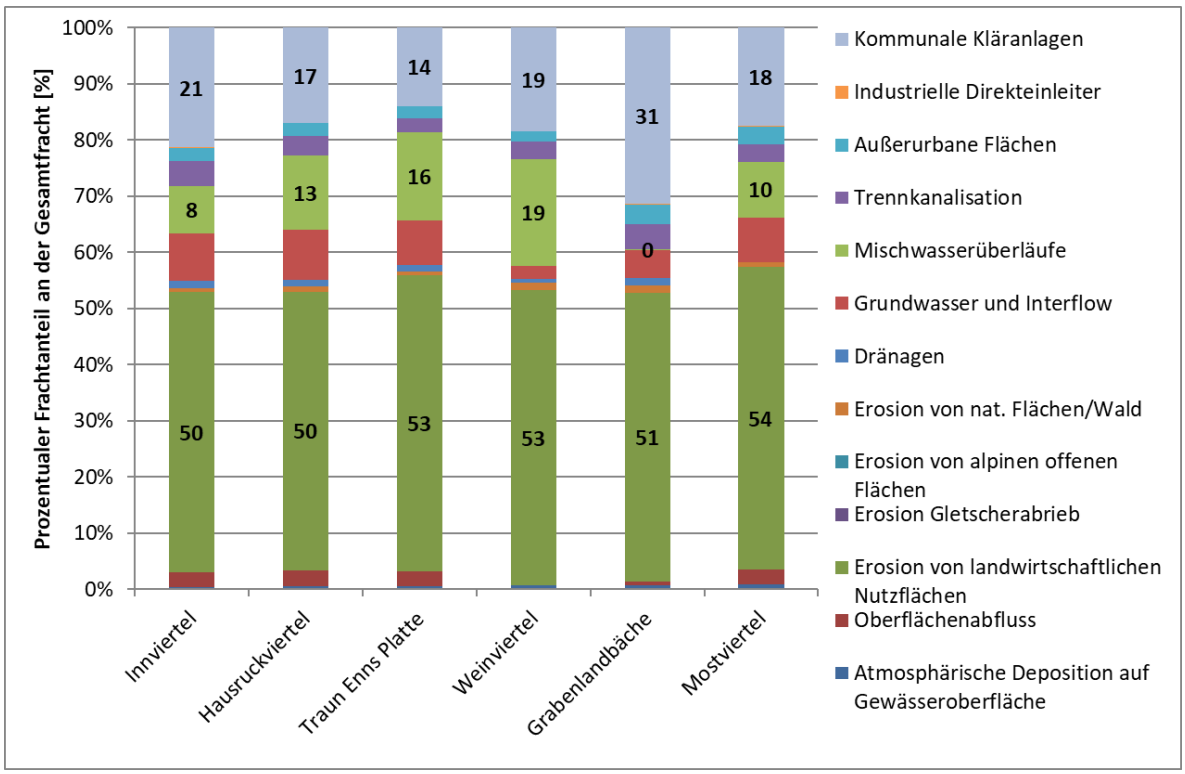


In den betrachteten Risikoregionen liegen die gemittelten flächenspezifischen Phosphor-Einträge in die Fließgewässer in einem engen Bereich von 0,50 kg/ha/a (Hausruckviertel) und 0,55 kg/ha/a (Grabenlandbäche). In diesem Bereich befinden sich auch die Risikoregion „Mostviertel“ (0,51 kg P/ha/a) und die Risikoregion „Innviertel“. Die höchsten flächenspezifischen Einträge wurden für die Risikoregion „Traun-Enns-Platte“ mit 0,63 kg P/ha/a ermittelt. Eine Sonderstellung nimmt abermals die Risikoregion „Weinviertel“ ein. Hier kommt es bei deutlich niedrigeren flächenspezifischen Phosphor-Einträgen von 0,32 kg/ha/a dennoch zu Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte, was auf das geringe Verdünnungspotential der Vorfluter zurückzuführen ist. Hier wird noch immer eine

Zielverfehlung ausgewiesen, obwohl sich die berechneten flächenspezifischen Einträge im Vergleich zur Modellierungsperiode 2009–2014 halbiert haben.

In Abbildung 24 werden die prozentualen Anteile der Eintragspfade an den mittleren jährlichen Gesamt-Emissionen aufgezeigt.

Abbildung 24: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von Phosphor, für exemplarisch ausgewählte Regionen mit Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte (>1,4 RW).



In allen Risikoregionen zeigt sich eine klare Dominanz der Einträge über die Erosion von landwirtschaftlichen Nutzflächen (50 %–54 %). Das zeigt, dass der berechnete Rückgang der Bodenabträge in diesen Regionen nicht ausreicht, um die Fließgewässer in einen guten Zustand zu bringen. Von weiterer Bedeutung sind die Mischwasserüberläufe mit Anteilen von 8 %–19 %, die in der Region der Grabenlandbäche keine Rolle spielt, sowie die Einträge aus kommunalen Kläranlagen mit 14 % bis 21 %. In der Risikoregion „Grabenlandbäche“ machen die Einträge aus Kläranlagen sogar 31 % aus, was an geringeren diffusen Einträgen, aber auch an hohen Kläranlagen-Emissionen im Unterlauf der Stiefling (ID 12070) liegt. Diese machen in diesem Einzugsgebiet 69 % der Gesamteinträge von Phosphor in das Fließgewässer aus und führen zu hohen flächenspezifischen Raten von 0,97 kg P/ha/a.

Ein Vergleich der prozentualen Anteile der Eintragspfade für Phosphor mit der vorangegangenen Modellierungsperiode bestätigt die bisherigen Erkenntnisse. Durch den klaren Rückgang der berechneten Bodenabträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung kommt es (trotz verbleibender Dominanz des Eintragspfades „Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen“) zu einer deutlichen Abnahme der Anteile von 60 %–72 % (2009–2014) auf 48 %–54 %. Entsprechend der dadurch bewirkten Verringerung der Gesamt-Emissionen steigen die relativen Anteile der Einträge aus der Siedlungswasserwirtschaft an.

5 Hochaufgelöste Erosions-modellierung

5.1 RPhosFate

Um den partikelgebundenen Transport von Phosphor abzubilden, wurde eine Erosionsmodellierung mittels des Modells RPhosFate durchgeführt. RPhosFate ist ein semi-empirisches, rasterbasiertes Transport- und Emissionsmodell. Die Erosion wird basierend auf der allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG-Gleichung) für jede Zelle des 10m x 10m Rasters bestimmt. Über die Transportwege wird anschließend auch die Retention berücksichtigt. Das Modell ermöglicht eine Autokalibrierung sowie eine Ermittlung der Hotspotflächen. In dieser Form wurde RPhosFate im Rahmen des Projekts „Begrünte Fließwege.at" (Schmaltz et al., 2022) angewendet.

In dieser ursprünglichen Version wird auf Grund von Erfahrungen in Oberösterreich angenommen, dass entlang aller asphaltierter Straßen das Wasser gesammelt und dann über kulturtechnische Infrastruktur direkt zum Gewässer abgeleitet wird. Bei diesem Vorgang wird ein Teil der Schwebstofffracht im Zuge der Ableitung (Straßengraben, Rohrdurchlass unter der Straße und Ableitung in das nächste Gewässer) retendiert. Dies wird durch den Weiterleitungskoeffizienten beschrieben. Aufgrund von Überlegungen von Hepp und Zessner (2019) wird angenommen, dass etwa 40 % der Schwebstofffracht retendiert werden und damit 60 % der oberhalb von asphaltierten Straßen akkumulierten Fracht in das nächste Gewässer geleitet werden. Nähere Informationen zur Funktionsweise des Modells befinden sich im Modellhandbuch (Strenge et al., 2022).

Da sich im Projekt „BegrünteFließwege.at" von Schmaltz et al. (2022) gezeigt hat, dass der oberösterreichische Ansatz zur Ableitung des Wassers aus Straßengräben nicht ohne weiters auf andere Regionen in Österreich umgelegt werden kann, wird im gegenständlichen Projekt gezielt auf Ableitungen von an Straßengräben gesammeltem Niederschlagswasser eingegangen und es wird versucht, Annahmen für diesen Ansatz für die unterschiedlichen Regionen anzupassen (Storm-Drain Model Extension; Implementierung siehe Kapitel 5.4.1). Um empirische Grundlagen dafür zu erheben, bei welchen Straßen eine Sammlung and Ableitung von Niederschlagswasser typisch ist und wie diese Ableitung erfolgt, wurde in

diesem Projekt in einem ersten Schritt eine Kartierung von Testgebieten aus unterschiedlichen Regionen Österreichs durchgeführt, welche sich vor allem mit dieser Thematik beschäftigte.

5.2 Kartierung von Testgebieten

Straßen können wesentliche Linienelemente in Einzugsgebieten darstellen, durch die Erosionserscheinungen und deren Ableitungen eine wesentliche Beeinflussung erfahren (Hepp und Zessner, 2019). Die Form der Ableitung des Abflusses anhand von Straßengräben und der folgenden Ableitung ist nicht in generell verfügbaren Daten oder Karten abgebildet. Für eine Umsetzung einer Transport- und Eintragsmodellierung von erosiven Emissionen in Gewässer, wie dies mit RPhoFate erfolgt, ist es daher erforderlich, Annahmen zu treffen. Große Entwicklungsschritte des Modells RPhosFate wurden im Zuge von Forschungsarbeiten in Oberösterreich durchgeführt (Zessner et al., 2016). Dabei konnte durch Begehungen und Kartierungen in Kleineinzugsgebieten festgestellt werden, dass in der Regel bei betonierten Straßen eine unterirdische Ableitung des Regenwassers (und damit von erodiertem Bodenmaterial) in die Gewässer erfolgt. Entsprechende Annahmen wurden daraufhin auch in RPhosFate implementiert.

Anwendungen von RPhosFate in anderen Regionen Österreichs im Rahmen des Projektes „BegrünteFließwege.at“ (Schmaltz et al., 2022) haben gezeigt, dass Informationen über die Anbindung von Flächen an Gewässer durch künstliche Einleitungen nicht einfach übertragen werden können. Für Gebiete wie dem Weinviertel, dem Mostviertel und bestimmte Regionen der Steiermark ist eine Überprüfung der Ansätze zur Berechnung der Gebietsretention entlang von Straßen notwendig. Zur Überprüfung und zur Entwicklung eines regional geeigneten Ansatzes zur Modellierung der Anbindung landwirtschaftlicher Flächen an Gewässer wurde im Zuge dieses Projektes daher eine Geländebegehung mit systematischer Kartierung durchgeführt. Für die Auswahl der Kartierungsgebiete wurde die Gebietskulisse aus dem österreichweit ausgerichteten Projekt „BegrünteFließwege.at“ herangezogen, da es sich hierbei um Einzugsgebiete (EZG) mit hoher Erosionsgefährdung handelt. Da aus zeitlichen Gründen nicht alle EZG begangen werden können, wurde eine weitere Klassifizierung der Gebiete vorgenommen.

Die Gebiete wurden mit der Karte des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes 2021 (NGP 2021) für diffuse stoffliche Belastung verglichen und sechs Einzugsgebiete (Abbildung

25) ausgewählt, die ein hohes Risiko für diffuse stoffliche Belastungen aufweisen und die Ziele der WRRL verfehlen.

Abbildung 25: Die sechs ausgesuchten Gebiete erhöhter stofflicher Belastung durch erosive Einträge; Zaya im Weinviertel (rosa), Melk im Mostviertel (hellgrün) und Sulzbach (lila), Schwarzaubach (rot), Gnasbach (braun) und Sassbach (gelb) in der Steiermark.

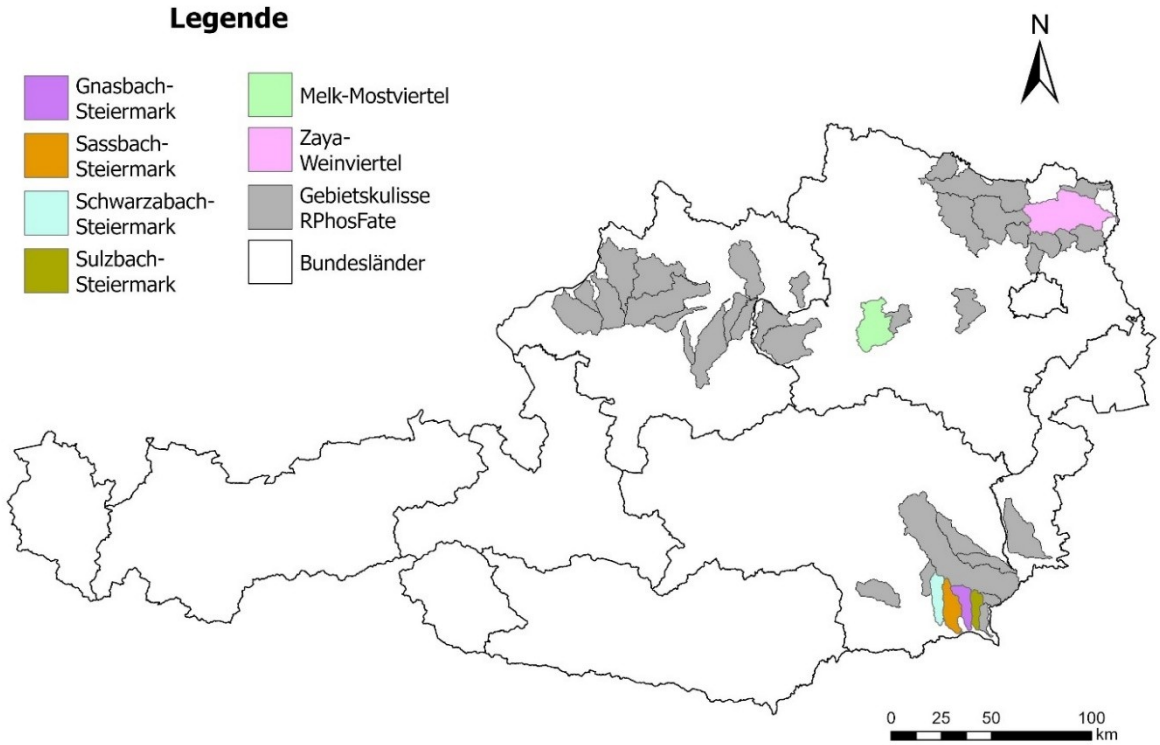


Abbildung 26 a-c: Für die Kartierung ausgewählte Kleineinzugsgebiete. Zu sehen sind Landnutzungsverteilung, Gewässernetzwerk (blau), Straßennetz (grau) und digitales Geländemodell (orange).

Abbildung 26a: Zaya – Weinviertel.

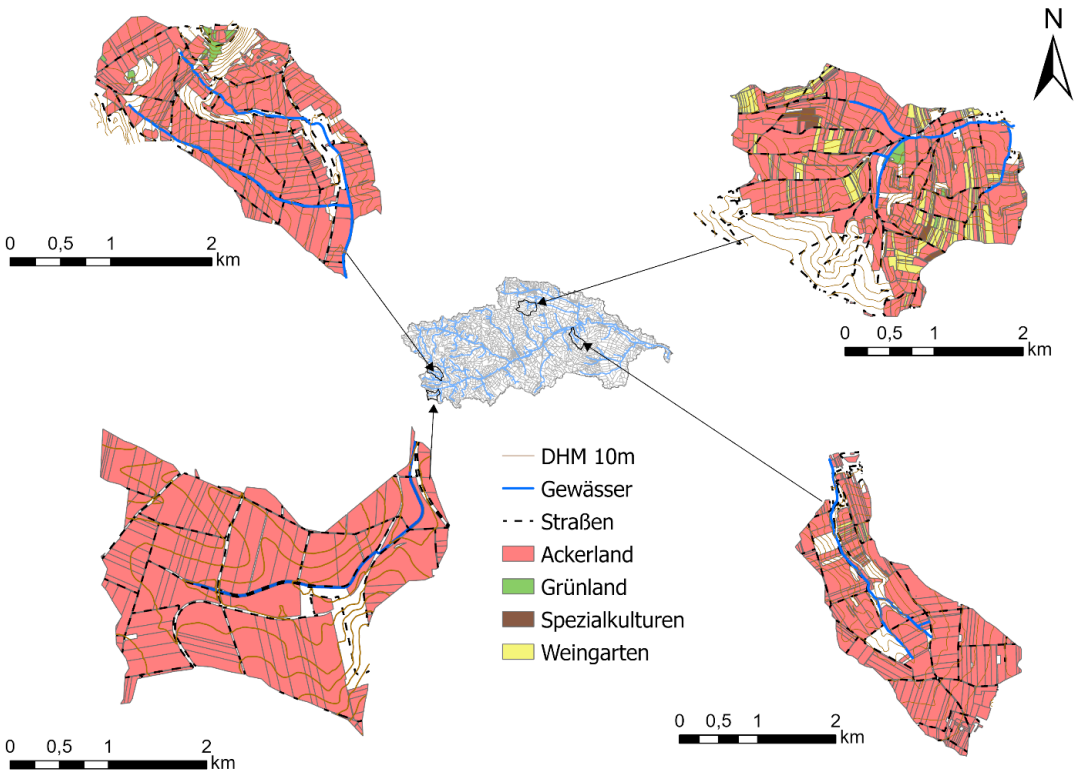


Abbildung 26b: Melk – Mostviertel.

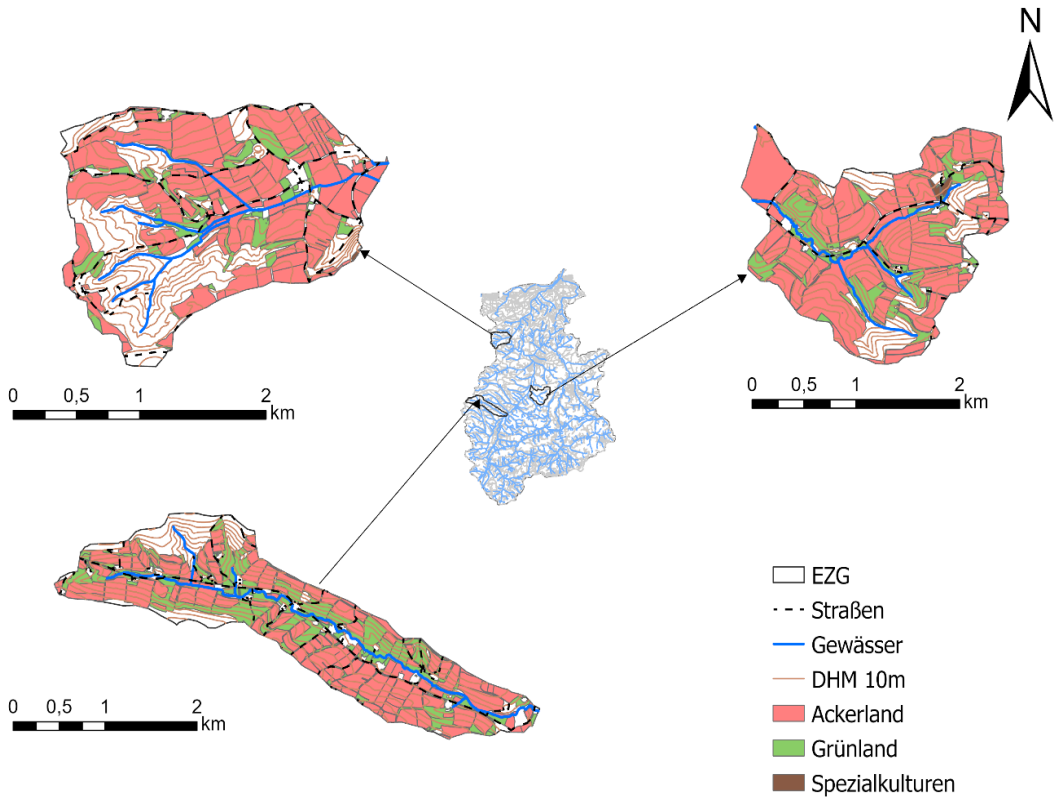
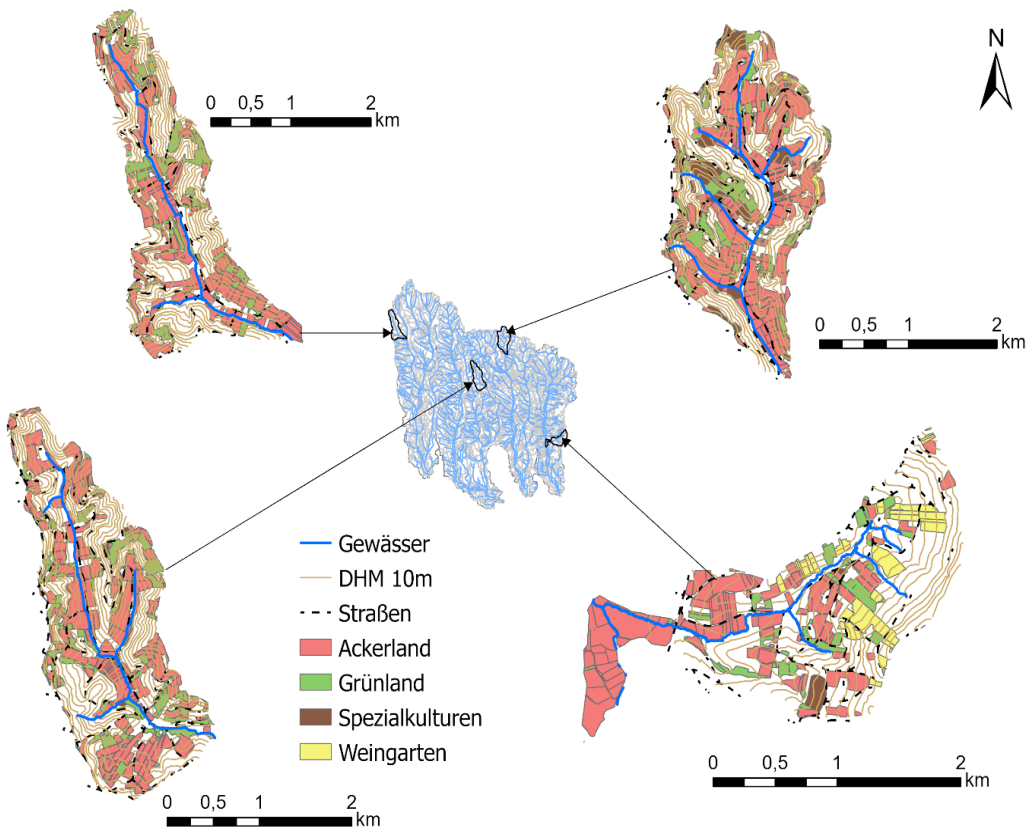


Abbildung 26c: Sulzbach, Sassbach, Gnasbach, Schwarzaubach – Steiermark.



In den sechs ausgewählten EZG wurde eine geographische Nachbarschaftsanalyse mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS Pro durchgeführt (ESRI, 2011), um die Kartierungsgebiete (Cluster) innerhalb der Einzugsgebiete festzulegen. Ziel war es, Teileinzugsgebiete (TEZG) mit hoher Erosionsgefährdung, lineare Gebietselemente (Straßen) mit Gewässeranbindung sowie einen hohen Anteil an landwirtschaftlich genutzten Flächen zu identifizieren. Die Ergebnisse der Analyse wurden anschließend mit der RPhosFate Erosionskarte aus dem Projekt „BegrünteFließwege.at“ verglichen. Insgesamt wurden elf Cluster mit einer durchschnittlichen Größe von 200 ha für die Kartierung ausgewählt (Abbildung 26 a-c). Im Frühjahr 2024 wurden im EZG der Zaya (Weinviertel) vier Cluster (Abbildung 26a), im EZG der Melk (Mostviertel) drei Cluster (Abbildung 26b) und in den EZG von Sulzbach, Sassbach, Gnasbach, Schwarzaubach in der Steiermark jeweils ein Cluster (Abbildung 26c), systematisch begangen.

Die systematische Kartierung der Flächenelemente und Anbindung von Schlägen (einheitlich bewirtschaftete Teile von Feldstücken) an das Gewässernetz erfolgt mittels eines standardisierten Kartierungsschlüssels (Tabelle: 7 bis Tabelle 11, adaptiert aus Hepp und Zessner, 2019). Um eine standardisierte Kartierung zu erreichen und die Feldarbeit zu erleichtern, wurde das Programm ArcGIS Field Maps verwendet. ArcGIS Field Maps ist ein Geoinformationsprogramm, das die Erfassung und Bearbeitung von Daten im Feld erleichtert (ESRI, 2011). Zur Erleichterung der Kartierung von bisher nicht erfassten Strukturen (Straßendämme, Gullys, Senken) in den Einzugsgebieten wurde vor der Kartierung für jedes Einzugsgebiet ein Linien- und Punktlayer mit verschiedenen Attributklassen erstellt (Tabelle 12 und Tabelle 13). Zusätzlich wurden die erhobenen Daten mit einer Fotodokumentation verknüpft, um die Auswertung der Daten zu erleichtern.

Tabelle: 7 Arten der Anbindung von Schlägen an Gewässer.

Code	Anbindungsart	Kommentar
0	Nicht angebunden	Ein Schlag ist nicht angebunden, wenn ein Hindernis (z. B.: Straßendamm), welches den Abfluss vom Schlag behindert, höher als 50 cm ist. Diese Höhe wird als Barriere für Oberflächenerosion betrachtet und verhindert daher die Anbindung von Schlägen an Gewässer.
1	Natürlich angebunden	Ein Schlag ist natürlich angebunden, wenn der Abfluss vom Schlag ungehindert in das Gewässer abfließt.
2	Natürlich und künstlich angebunden	Bei einer natürlichen künstlichen Anbindung fließt der Abfluss durch eine künstliche Anbindung z. B.: Verrohrung, auf einen unterhalb liegenden Schlag, der natürlich mit dem Gewässer verbunden ist.

Code	Anbindungsart	Kommentar
		Der Abfluss fließt zuerst künstlich durch die Verrohrung und dann natürlich über den Schlag in das Gewässer ab.
3	Künstlich angebunden	Ein Schlag ist künstlich angebunden, wenn der Abfluss aus einem Schlag nur über eine künstliche Verbindung in das Gewässer gelangt.

Tabelle 8: Detaillierter Kartierungsschlüssel für natürlich angebundene Schläge.

Code	Anbindungsart	Kommentar
1	Direkt angebunden durch zuvor kartierten Fluss	In diesem Fall ist der Schlag unmittelbar an das Gewässer angebunden. Der Begriff „direkt" impliziert, dass der Abfluss nicht über eine andere Fläche erfolgt, bevor er das Gewässer erreicht. Vorkartierte Gewässer sind jene Gewässer, die gemäß dem österreichischen Gewässerkataster (DLM-Gesamtgewässernetz – Fließgewässer) bereits kartiert sind.
2	Direkt angebunden mit zuvor unbekanntem Fluss	Ein unbekannter Fluss wird gemäß der vorliegenden Definition als ein Gewässer definiert, das nicht Teil des Gesamtgewässernetzes ist und daher bei der durchgeführten Kartierung erfasst wurde.
3	Über sichtbare, temporäre Abflussspur indirekt angebunden	Ein Schlag ist über eine temporäre Abflussspur indirekt angebunden, sofern sich eine sichtbare, zeitweise wasserführende Abflussspur bildet, die mit dem Gewässer verbunden ist.
4	Indirekt angebunden	Ein Schlag ist indirekt an ein Gewässer angebunden, wenn der Abfluss über eine unterliegende Fläche/Schlag erfolgen muss, bevor das Gewässer erreicht wird.

Tabelle 9: Detaillierter Kartierungsschlüssel für nicht angebundene Schläge. Ein Schlag ist nicht angebunden, wenn ein Hindernis (z. B.: Straßendamm) höher als 50 cm ist.

Code	Anbindungsart	Kommentar
1	Straßendamm	Ein Straßendamm ist eine erhöhte Straße, die ein Hindernis für den Abfluss von dem Schlag in das Gewässer darstellen kann.
2	Lineare Struktur	Lineare Strukturen sind lineare Elemente, die ein natürliches oder künstliches Abflusshindernis darstellen können. Beispiele: Feldgraben, Straßengraben.
3	Senke	Eine Senke ist eine Vertiefung im Gelände, in der sich Wasser sammelt. Dadurch entsteht ein Abflusshindernis.
4	Zuvor kartierter Fluss fehlt	Im gesamten Gewässernetz - Fließgewässer, bereits kartierte Gewässer sind nicht vorhanden.

Code	Anbindungsart	Kommentar
5	Zuvor kartierter Fluss verrohrt	Das Gewässer ist verrohrt, so dass keine Verbindung zwischen Schlag und Gewässer besteht.
6	Gemeinde	Eine Gemeinde/Dorf/Stadt stellt ein Hindernis dar, wenn sie den Abfluss des Niederschlagswassers in das Gewässer verhindert. Beispielsweise wird der Abfluss abgefangen und nicht in das Gewässer geleitet.
99	Anderes	Weitere Hindernisse, die durch den Kartierungsschlüssle nicht beschrieben wurden.

Tabelle 10: Künstlich angebundene Schläge.

Code	Anbindungsart	Kommentar
0	Nicht vorhanden	Eine künstliche Anbindung ist nicht vorhanden. Schlag kann natürlich oder nicht angebunden sein.
1	Vorhanden	Eine direkte künstliche Anbindung ist vorhanden, welche den Schlag direkt mit dem Gewässer verbindet, z. B.: ein Straßengraben mit Rohrdurchlass.
2	Indirekt vorhanden in nachgelagerter Kartiereinheit	Ein künstlich indirekt angeschlossener Schlag liegt vor, wenn der Abfluss über einen unterliegenden Schlag erfolgt, der eine künstliche Anbindung aufweist.

Tabelle 11: Detaillierte Angaben zu der künstlichen Anbindung von Schlägen.

Code	Anbindungsart	Kommentar
1	Direkt angebunden durch Feldweggraben	–
2	Direkt angebunden durch Straßengraben	–
3	Direkt angebunden durch Gully	–
4	Direkt angebunden durch Rohrdurchlass	–
5	Direkt angebunden durch unterirdische Ableitung mit Gully	Eine unterirdische Ableitung/Entwässerung liegt vor, wenn der Abfluss eines Schlages durch ein künstliches Bauwerk fließt, um das Gewässer zu erreichen. Zum Beispiel ein Straßengraben mit Gully.
6	Direkt angebunden durch unterirdische Ableitung mit Rohrdurchlass	Siehe Code 5

Code	Anbindungsart	Kommentar
7	Indirekt angebunden durch Feldweggraben	–
8	Indirekt angebunden durch Straßengraben	–
9	Indirekt angebunden durch Gully	–
10	Indirekt angebunden durch Rohrdurchlass	Dieser Verbindungstyp liegt vor, wenn eine natürliche und künstliche Verbindung vorhanden ist. Der Abfluss fließt durch einen Rohrdurchlass in den unterliegenden, natürlich angebundenen Schlag.
11	Indirekt angebunden durch unterirdische Ableitung mit Gully	Siehe Code 5
12	Indirekt angebunden durch unterirdische Ableitung mit Rohrdurchlass	Siehe Code 5
99	Anderes	–

Eine direkte Anbindung liegt vor, wenn der Abfluss aus dem Schlag direkt in das Gewässer fließt, ohne ein künstliches Hindernis zu durchfließen. Indirekte Anbindung bedeutet in diesem Zusammenhang, dass eine künstliche Anbindung in einem unterliegenden Schlag vorhanden ist oder dass eine künstliche Anbindung nicht direkt mit dem Gewässer verbunden ist, z. B., wenn ein Graben in einem Wald endet.

Tabelle 12: Vorkommen von linearen Strukturen.

Code	Struktur	Kommentar
1	Bach	Bach war zuvor nicht kartiert. Siehe Tabelle 4b, Code 2.
2	Feldweggraben	Ein Feldweggraben ist ein Graben, der entlang der Felder verläuft. Dieser dient z. B.: der Entwässerung und dem Erosionsschutz der Felder. Je nach Höhe kann dieser ein Hindernis für den Abfluss sein.
3	Straßengraben	Ein Straßengraben ist ein Graben, der entlang der Straße verläuft. Dieser dient u. a. zur Ableitung von Regenwasser. Je nach Höhe kann dieser ein Hindernis für den Abfluss sein.
4	Rohrdurchlass	Ein Rohrdurchlass ist eine künstliche Struktur, die dazu dient, Wasser durch einen Damm oder eine Straße auf die andere Seite zu leiten. Diese Strukturen

Code	Struktur	Kommentar
		können den Eintritt von Regenwasser (und damit von erodiertem Bodenmaterial) in das Gewässer erhöhen.
5	Bach ist verrohrt	Ein Bach/ein Teil eines Baches fließt nicht frei an der Oberfläche, sondern unterirdisch durch eine Verrohrung.
6	Zuvor kartierter Bach fehlt	–
7	Straßengraben mit Gully	Ist ein Straßengraben, der über unterirdische Ableitung in Form eines Gullys den im Straßengraben gesammelten Abfluss in einen unterliegenden Schlag oder ein Gewässer ableitet.
8	Straßengraben mit Rohrdurchlass	Ist ein Straßengraben, der über unterirdische Ableitung in Form eines Rohrdurchlasses den im Straßengraben gesammelten Abfluss in einen unterliegenden Schlag oder ein Gewässer ableitet.
9	Sichtbare temporäre Abflussspur	Eine sichtbare temporäre Abflussspur ist eine Rille im Feld, die durch erhöhten Abfluss entsteht. Sie kann einen zusätzlichen Abflussweg für erodiertes Material in das Gewässer darstellen.
10	Rohrleitung	–
11	Zeitweise wasserführend	Das Gewässer ist zeitweise wasserführend, es fallen Trockenperioden an.
12	Damm	Ein Damm ist eine künstliche Barriere, die Wasser zurückhält.
13	Abflussrohr	Ein Abflussrohr ist ein Rohr, das durch Drainagen gesammeltes Wasser ableitet. Es kann direkt mit dem Gewässer verbunden sein oder in einem Feld oder Wald enden.
99	Anderes	–

Tabelle 13: Vorkommen von Punktstrukturen.

Code	Struktur	Kommentar
1	Gully	–
2	Regenwasserkanal	–
3	Abwasserkanal	–
99	Anderes	–

5.3 Ergebnisse der Kartierung und daraus ableitende Weiterentwicklungsmöglichkeiten für RPhosFate

5.3.1 Allgemeines

Zu den vorliegenden Ergebnissen ist anzumerken, dass die systematische Kartierung mit größtmöglicher Genauigkeit durchgeführt wurde, jedoch die vorgefundenen Schläge und Strukturen nicht immer eindeutig kartiert werden konnten. Die Größe und Anzahl der Schläge variiert je nach Gebiet, in einigen Teileinzugsgebieten mit großen Schlägen waren manchmal zwei Arten von Verbindungen möglich, z. B.: natürliche und künstliche Verbindung und künstliche Verbindung. Jeder Fall wurde einzeln betrachtet und anhand der geographischen Verteilung der Schläge und der vorhandenen Strukturen eine Zuordnung getroffen.

Da in diesem Projekt die erosionsgefährdeten Flächen im Vordergrund stehen, wurden bei der Kartierung nur landwirtschaftlich genutzte Flächen berücksichtigt. Landwirtschaftliche Flächen können in Ackerland, Grünland und Weinbauflächen unterteilt werden. Weinbauflächen sind aufgrund der geringen Bodenbedeckung besonders erosionsgefährdet (Biddoccu et al., 2020) und müssen daher bei der Kartierung speziell berücksichtigt werden.

5.3.2 Ergebnisse Kartierung Zaya-Weinviertel

Das Einzugsgebiet der Zaya zeichnet sich durch eine sanfte Hügellandschaft aus, die überwiegend landwirtschaftlich genutzt wird. In den vier kartierten Clustern (Abbildung 26a) werden 94 % der landwirtschaftlichen Flächen der kartierten Schläge als Ackerland, 1 % als Grünland und 5 % als Weingartenfläche genutzt (Anhang 1 – Felder und Straßen) . Die Verkehrswege setzten sich zu 75 % aus Güterwegen (GW) und Wegen (W) und zu 25 % aus Bundesstraßen (B), Landesstraßen (L) und Gemeindestraßen (G) zusammen. Diese Prozentsätze beziehen sich auf die Gesamtlänge der Verkehrswege, gemessen in Kilometern. Eine ähnliche Verteilung der Verkehrswege wurde in den kartierten Teileinzugsgebieten festgestellt, mit Ausnahme von dem Gebiet Prinzendorf, in dem zu 65 % die Verkehrswege aus Gemeindestraßen (G) und Wegen (W) bestehen (Tabelle 14).

Tabelle 14: Prozentuelle Verteilung der Länge der Verkehrswege [km] in den kartierten Teileinzugsgebieten Ernstbrunn, Nödendorf, Prinzendorf, Wetzelsdorf in dem EZG Zaya im Weinviertel.

Art der Verkehrswege	Verteilung der Länge der Verkehrswege in kartierten Teileleinzugsgebieten [%]				Mittlere Verteilung der Länge der Verkehrswege [%]
	Ernstbrunn	Nödendorf	Prinzendorf	Wetzelsdorf	Zaya
Bundesstraße (B)	4	10	0	0	3
Landesstraße (L)	4	5	17	10	10
Gemeindestraße (G)	3	3	32	8	12
Privatstraße (PS)	0	0	0	0	0
Güterweg (GW)	52	56	16	28	36
Weg (W)	37	26	35	54	39
Summe [%]	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**

Die Ergebnisse der Kartierung der Teileinzugsgebiete sind in Abbildung 29 bis Abbildung 32 dargestellt. Im Vergleich zu den anderen Teileinzugsgebieten weist Ernstbrunn den höchsten Anteil an nicht an Gewässer angebundenen Schlägen auf (Abbildung 29). Dies ist unter anderem auf das Aufkommen von Straßendämmen zurückzuführen, welche eine Barriere für den Abfluss bilden. Senken stellen weitere Abflussbarrieren dar. Abgesehen von Rohrdurchlässen mit teilweise unterirdischer Ableitung entlang der Zuggleise, die in die darunter liegenden Felder entwässern, und vereinzelten Feldweggräben konnten keine linearen oder punktuellen Strukturen gefunden werden, die zu einer künstlichen Anbindung der Schläge an die Fließgewässer führen. In diesem Gebiet stellen Verkehrswege folglich kein Abflusshindernis dar. Im Vergleich dazu stellen in den Gebieten Nödendorf, Wetzelsdorf und Prinzendorf an der Zaya insbesondere Bundesstraßen das bedeutendste Hindernis für den natürlichen Abfluss dar. Die künstlich angebundenen Schläge (orange) sind überwiegend durch unterirdische Ableitungen mit Gullys und Rohrdurchlässen angebunden. Die natürlichen und künstlich angebundenen Schläge sind Großteils durch Rohrdurchlässe an das Gewässer angebunden. Diese entwässern auf tiefer gelegene Schläge, die nicht an Verkehrswege angebunden sind.

Abbildung 27: Prozentuelle Verteilung der Anzahl der kartierten Anbindungsarten im Einzugsgebiet Zaya, Weinviertel.

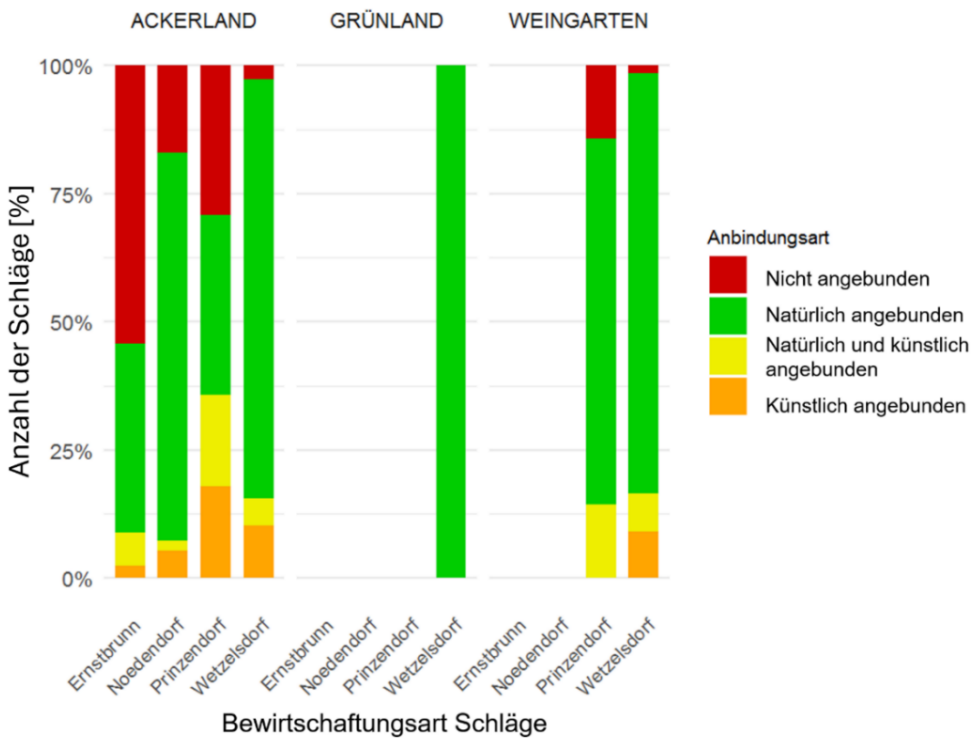


Abbildung 28: Anteil der Anzahl (N) der kartierten Schläge nach Art der künstlichen Anbindung an Gewässer im Einzugsgebieten Zaya, Weinviertel.

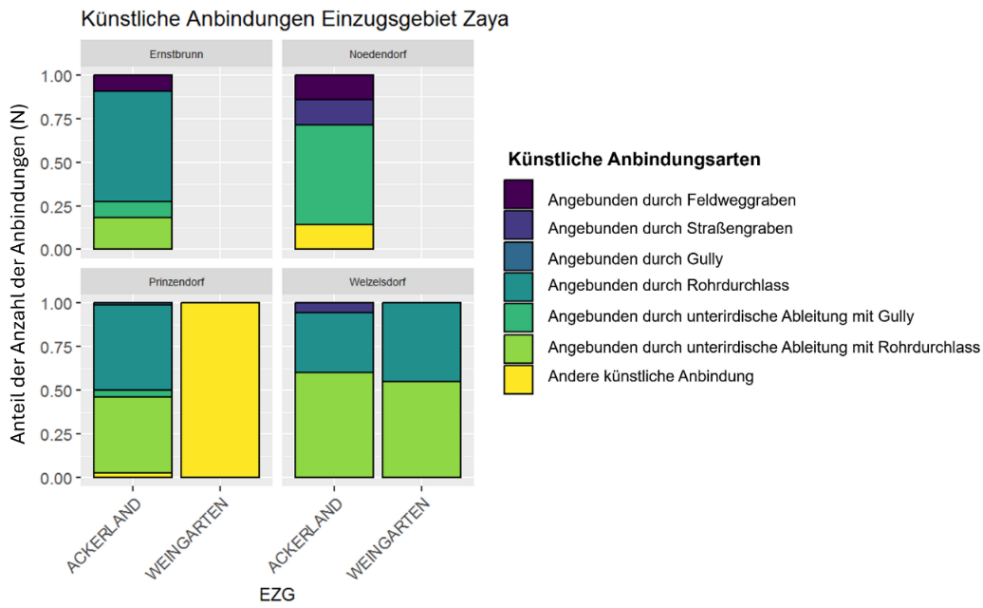


Abbildung 29: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Ernstbrunn.

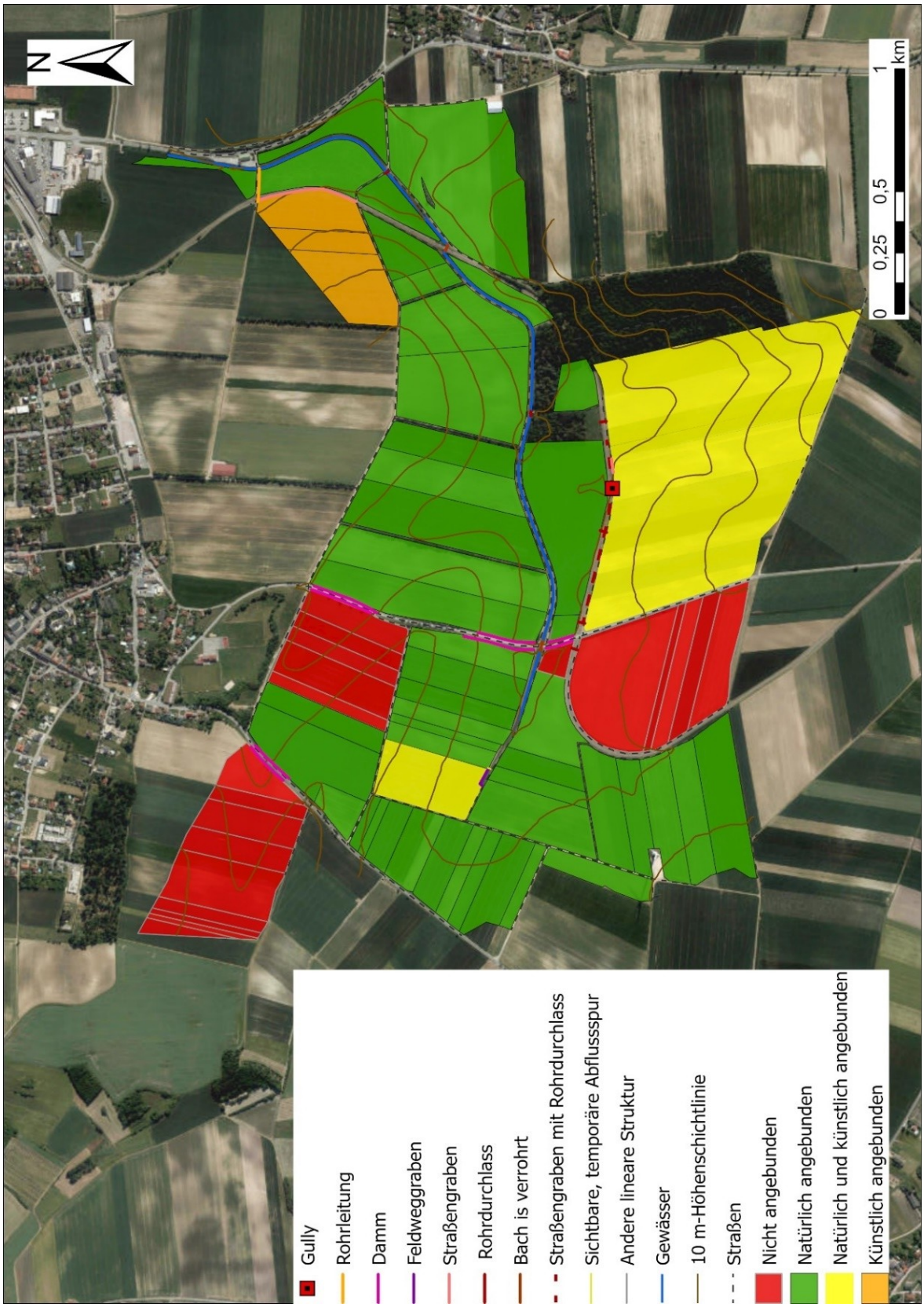


Abbildung 30: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Nödendorf.

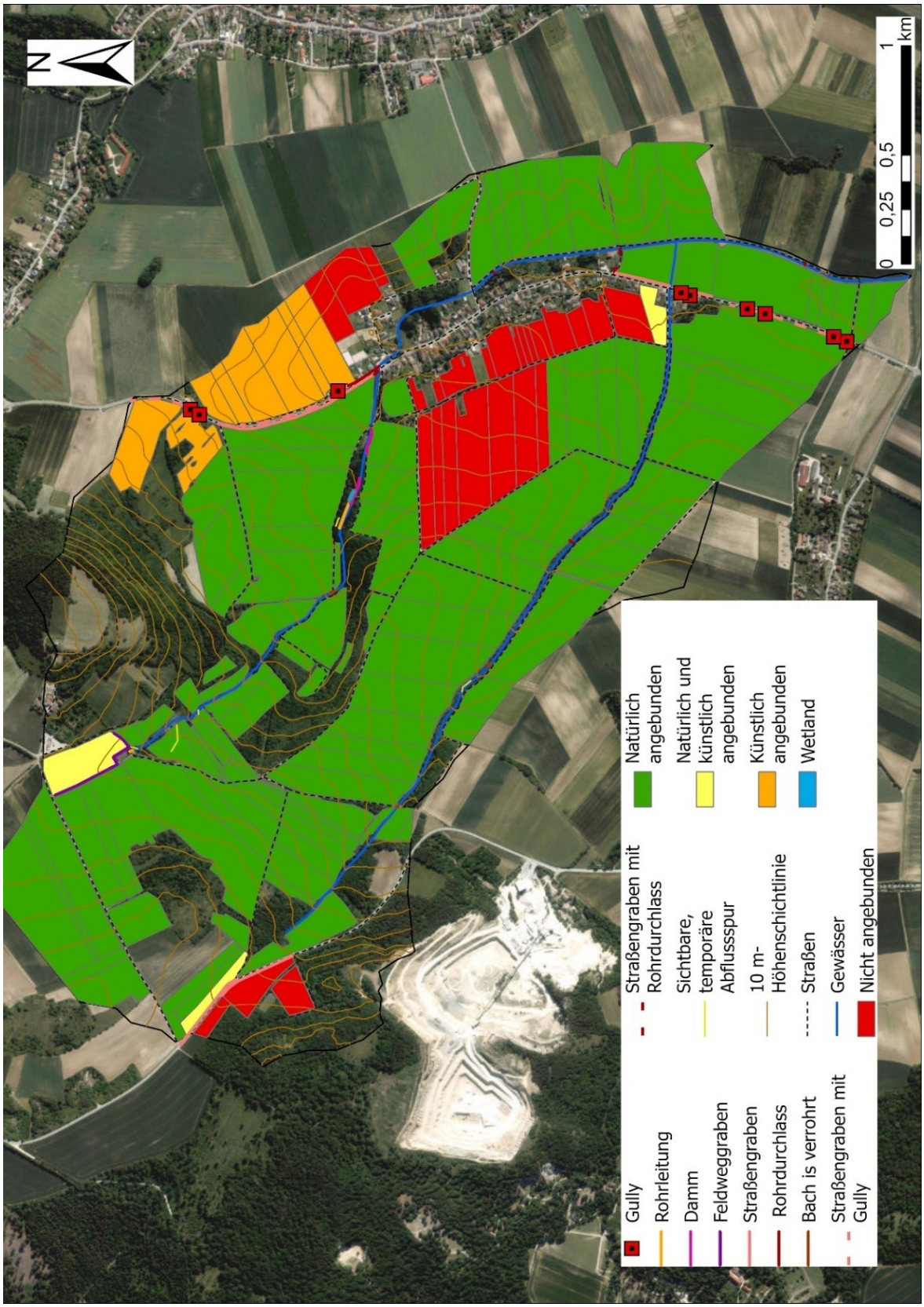


Abbildung 31: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Prinzendorf an der Zaya.

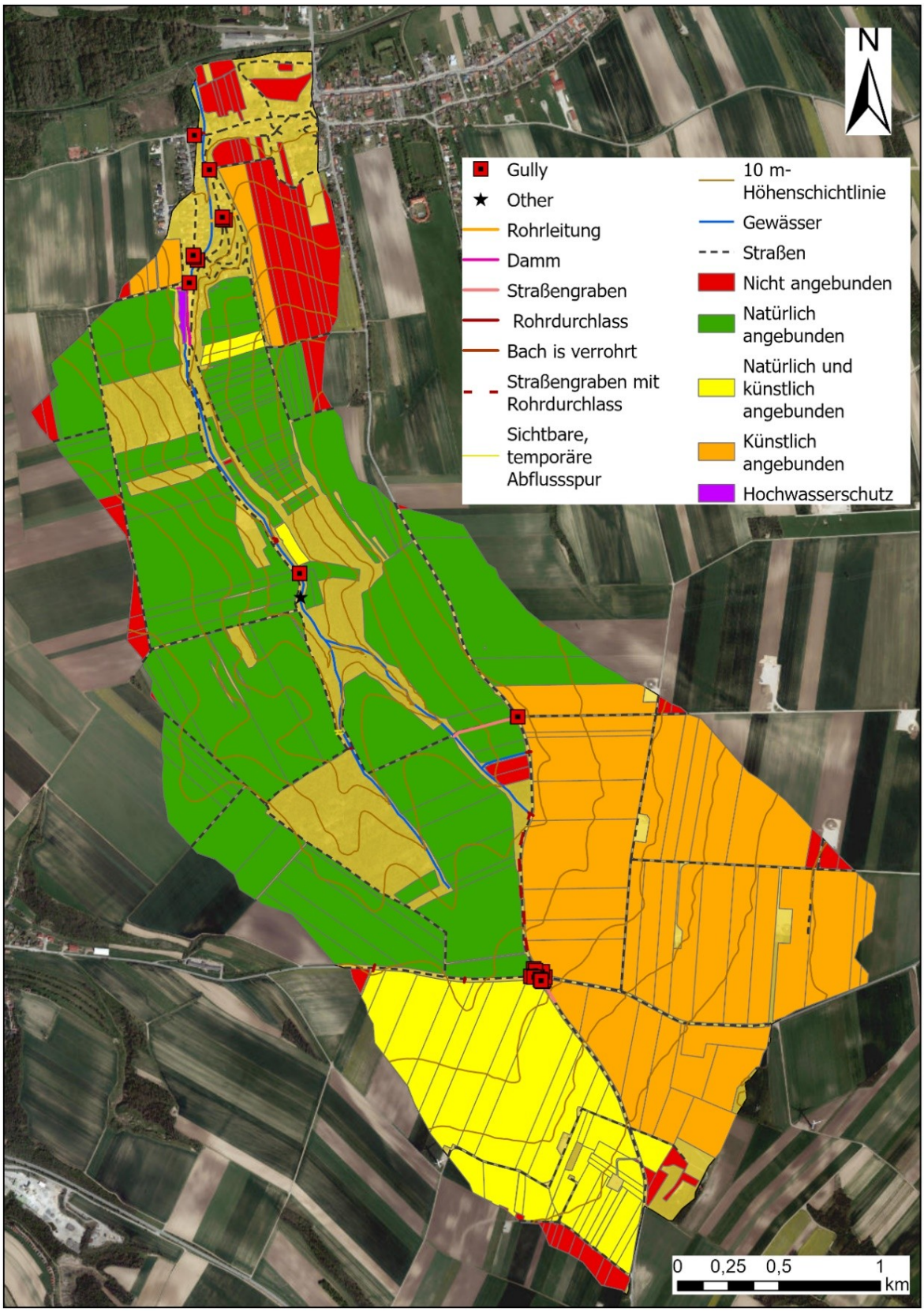
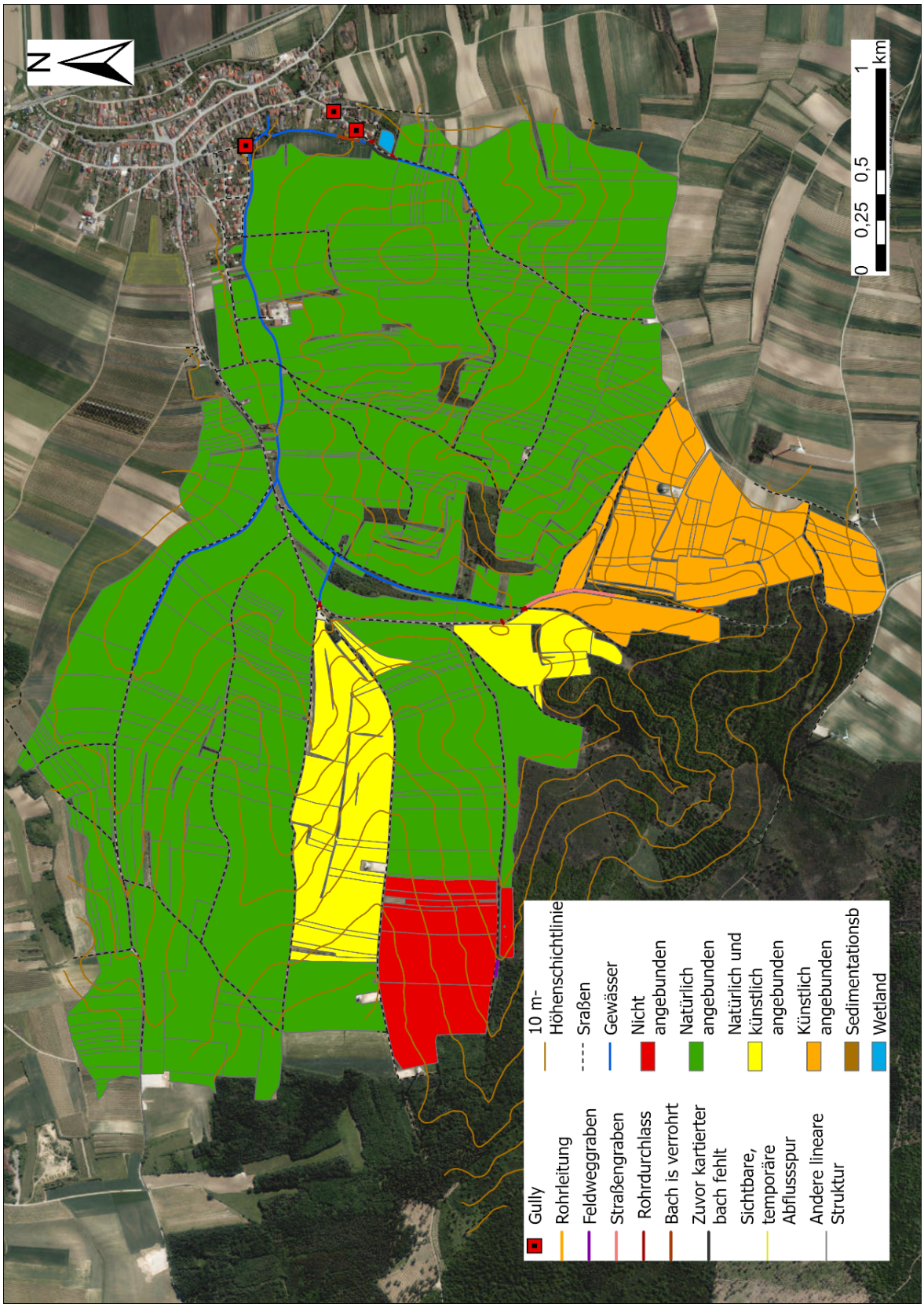


Abbildung 32: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Wetzelsdorf.



5.3.3 Ergebnisse Kartierung Melk-Mostviertel

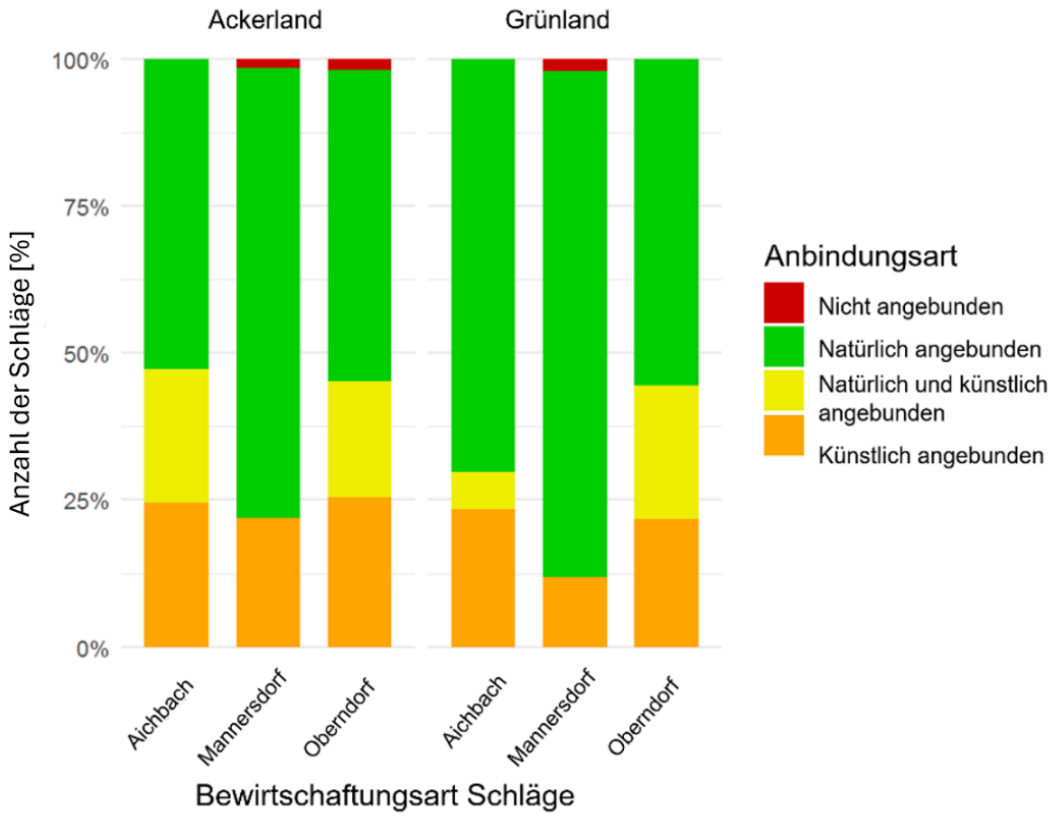
Im Vergleich zur Zaya weist das EZG Melk im Mostviertel steil abfallende Hänge auf, die überwiegend landwirtschaftlich genutzt werden. In den drei kartierten Teileinzugsgebieten (TEZG) (Abbildung 10b), werden 74 % der Flächen [ha] der landwirtschaftlichen Schläge als Ackerland und 26 % als Grünland genutzt (Anhang 1 – Felder und Straßen). Die Verkehrswege setzten sich zu 60 % aus Güterwegen (GW) und Wegen (W) und zu 40 % aus Bundesstraßen (B), Landesstraßen (L) und Gemeindestraßen (G) zusammen. Diese Prozentsätze beziehen sich auf die Gesamtlänge der Verkehrswege.

Tabelle 15: Prozentuelle Verteilung der Länge der Verkehrswege in den kartierten Teileinzugsgebieten Aichbach, Mannersdorf und Oberndorf in dem EZG Melk im Mostviertel.

Art der Verkehrswege	Verteilung der Länge der Verkehrswege in kartierten Teileleinzugsgebieten [%]			Mittlere Verteilung der Länge der Verkehrswege [%]
	Aichbach	Mannersdorf	Oberndorf	Zaya
Bundesstraße (B)	27	4	0	8
Landesstraße (L)	10	28	33	26
Gemeindestraße (G)	0	6	2	3
Privatstraße (PS)	4	5	2	3
Güterweg (GW)	26	39	19	28
Weg (W)	32	17	44	32
Summe [%]	**100**	**100**	**100**	**100**

Die Ergebnisse der Kartierung sind in Abbildung 33 bis Abbildung 34 ersichtlich. Im Teileinzugsgebiet Aichbach ist der Anteil der Bundesstraßen am Gesamtverkehrswegeaufkommen [km] mit 27 % signifikant höher als im Durchschnitt der kartierten Teileinzugsgebiete (8 %). Charakteristisch für dieses Gebiet sind die am Hang parallel zum Gewässer verlaufenden Verkehrswege. Für das Gebiet Oberndorf wurde eine ähnliche Situation festgestellt. Im Gegensatz dazu ist das Gebiet Mannersdorf durch die am Hangscheitel und Hang verlaufenden Verkehrswege gekennzeichnet. Die höchsten Anteile in diesem Gebiet entfallen auf die Kategorien Güterwege (39 %) sowie Landesstraße (28 %).

Abbildung 33: Prozentuelle Verteilung der Anzahl der kartierten Anbindungsarten im Einzugsgebiet Melk, Mostviertel.



In Mannersdorf sind 75 % der Schläge natürlich an das Gewässer angebunden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Abfluss aufgrund der zahlreichen Verzweigungen nicht über künstliche Abflusspfade, wie z. B. Rohrdurchlässe abfließen muss, um das Gewässer zu erreichen. Im Vergleich dazu sind die Schläge in den Gebieten Aichbach und Oberndorf zu einem geringeren Anteil natürlich angebunden. Der höhere Anteil an künstlichen und natürlichen Anbindungen (gelb und orange) ist unter anderem dadurch bedingt, dass die Verkehrswege am Hang parallel zu dem Gewässer verlaufen. Die Verkehrswege trennen das Gewässer von den Schlägen, was wiederum dazu führt, dass Schläge vorwiegend durch unterirdische Ableitung mit Rohrdurchlässen an das Gewässer angebunden werden (Abbildung 35). In sämtlichen Untersuchungsgebieten wurden zusätzliche Gerinne sowie sichtbare temporäre Abflussspuren entlang der Gräben festgestellt. Im Vergleich zu den anderen untersuchten Gebieten weist Mannersdorf eine ausgeprägte Verrohrung der Gewässerläufe auf.

Abbildung 34: Anteil der Anzahl (N) der kartierten Schläge nach Art der künstlichen Anbindung an Gewässer im Einzugsgebiet Melk, Mostviertel.

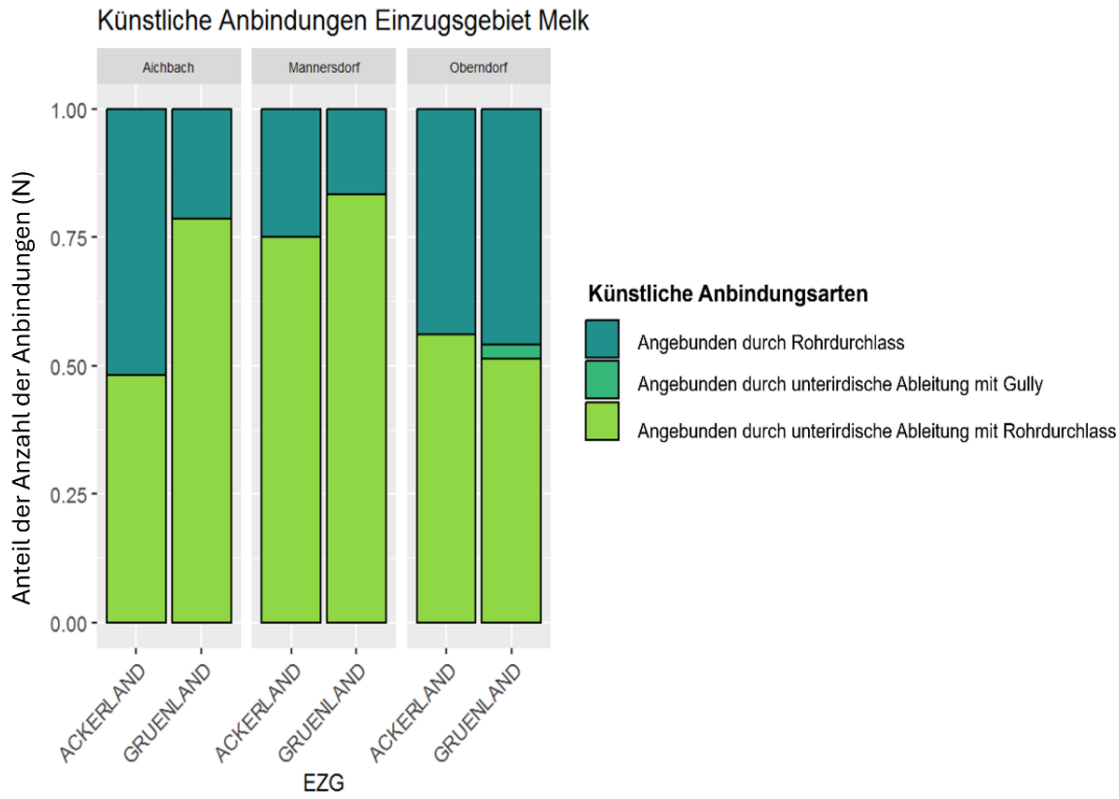


Abbildung 35: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Mannersdorf.

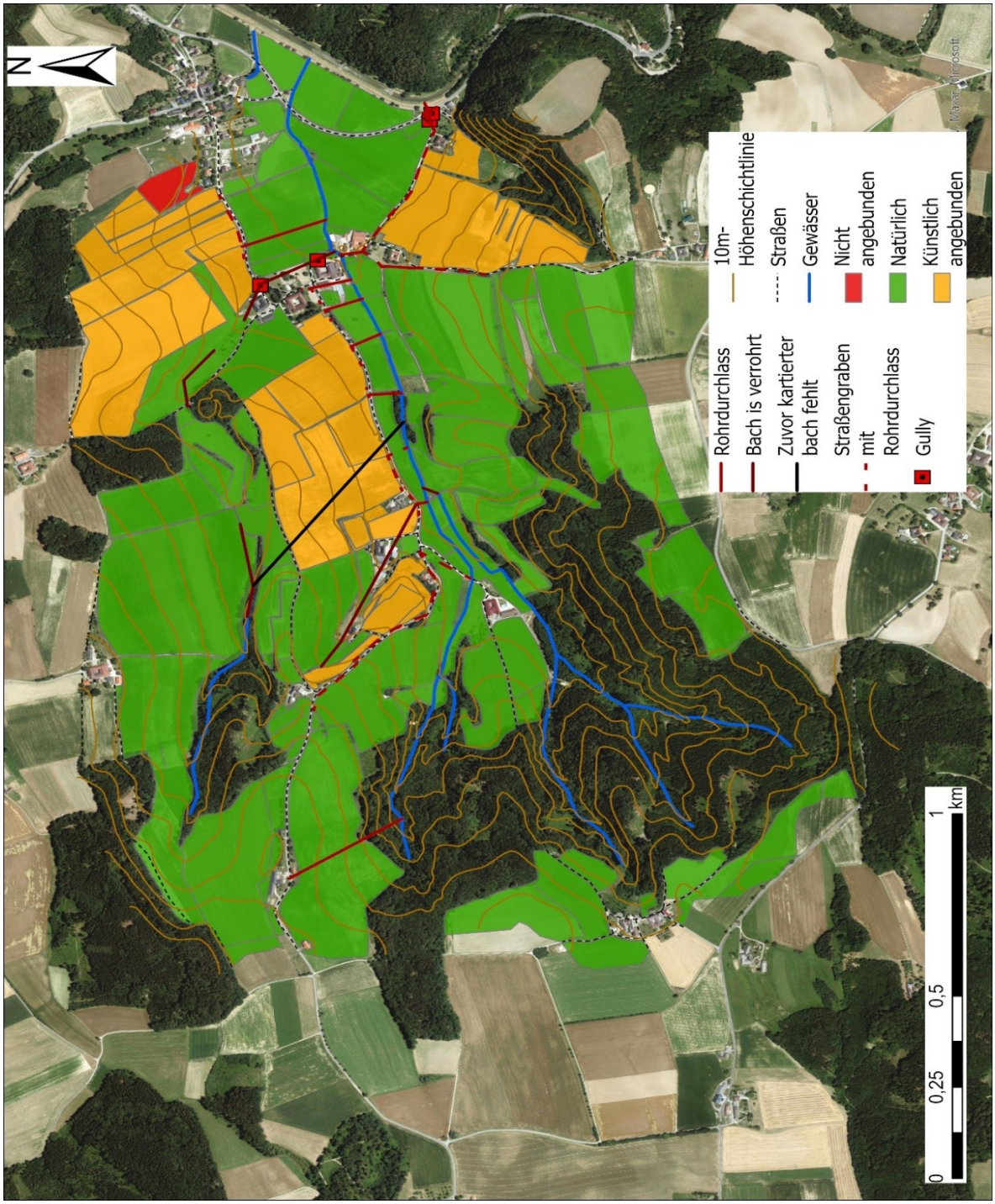


Abbildung 36: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Aichbach.

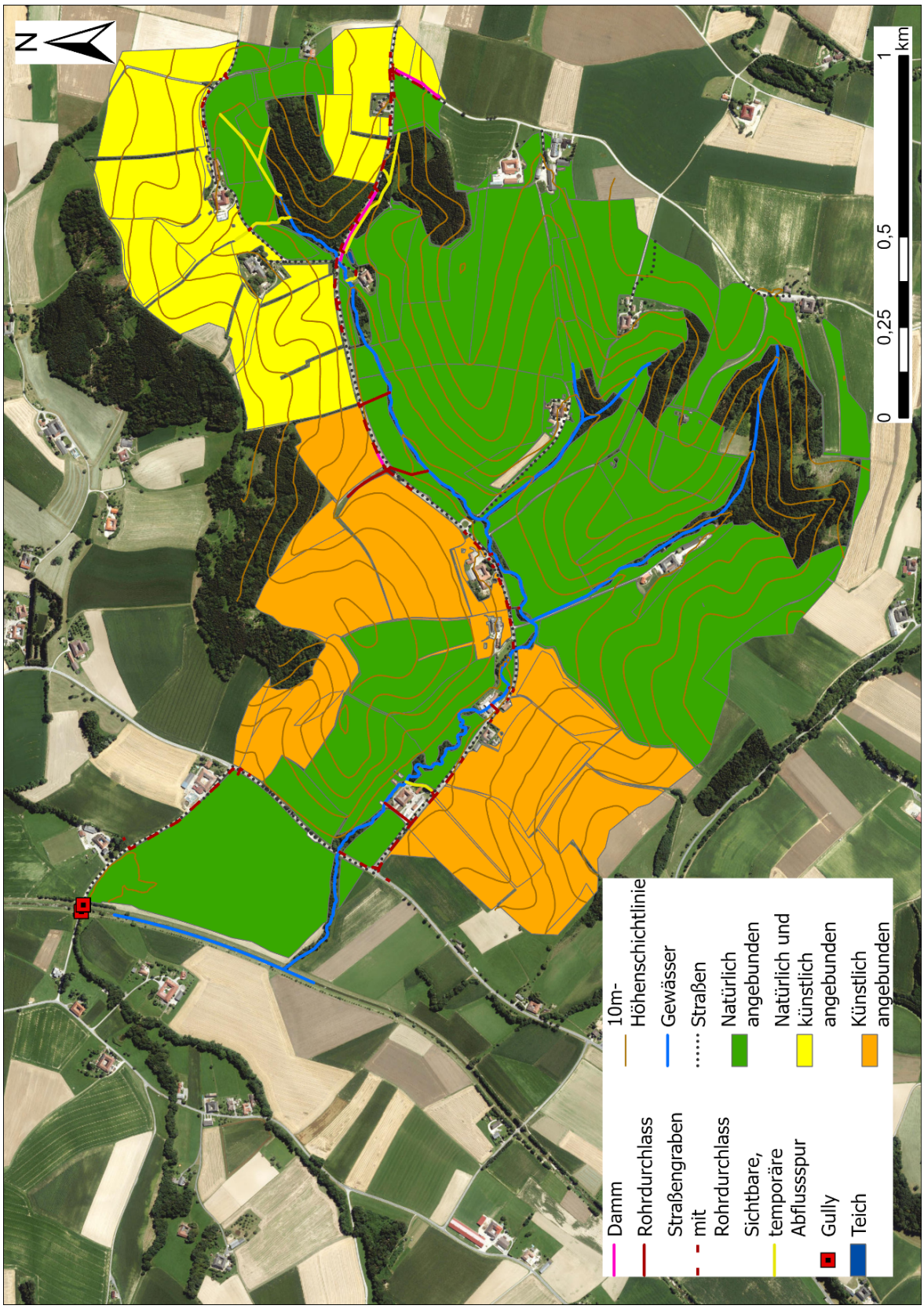
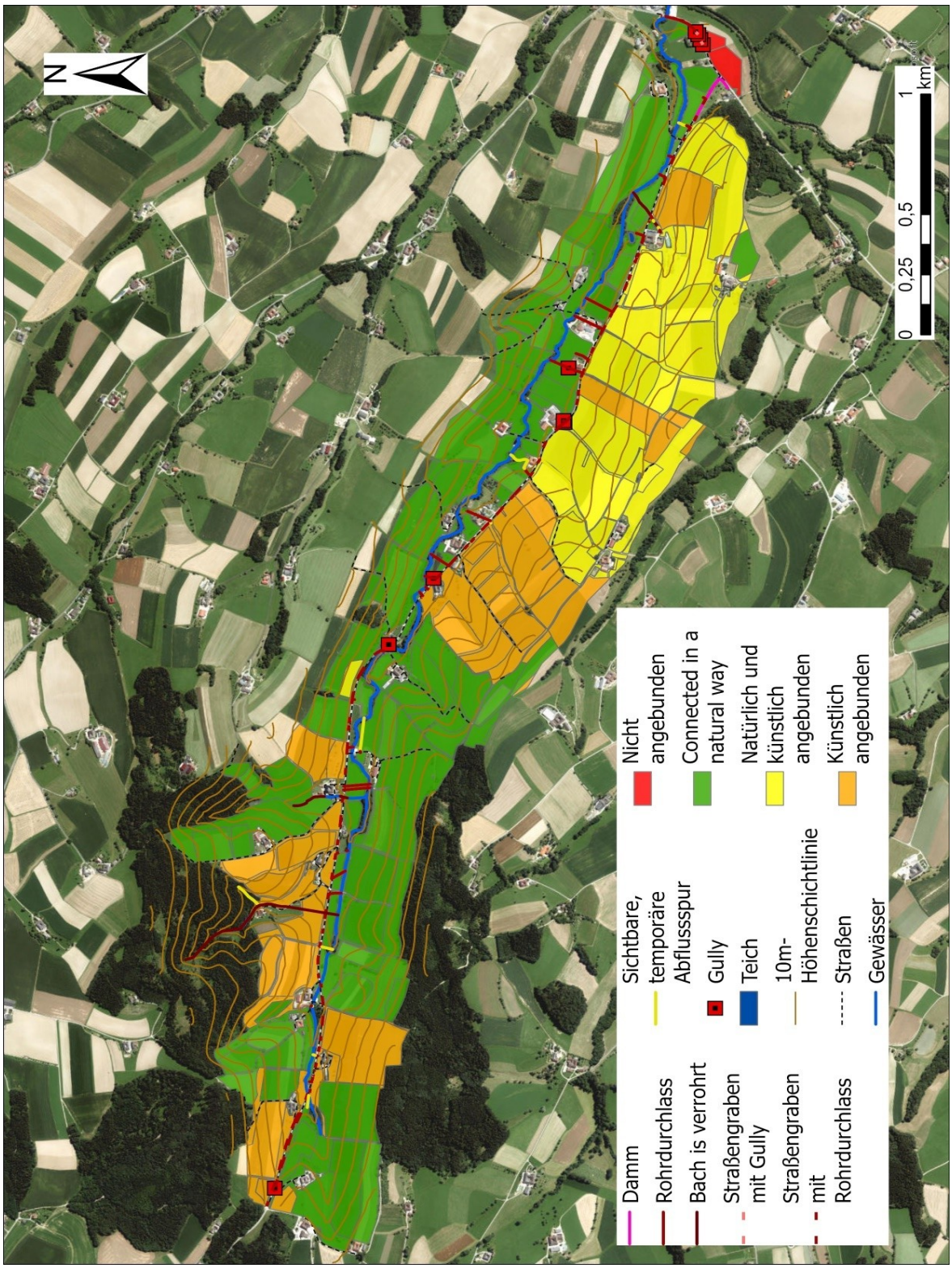


Abbildung 37: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Oberndorf.



5.3.4 Ergebnisse Kartierung Sulzbach, Sassbach, Schwarzaubach und Gnasbach in der Steiermark

In der Steiermark wurden vier Einzugsgebiete – Sulzbach, Schwarzaubach, Sassbach und Gnasbach – ausgewählt (Abbildung 26 c), in denen jeweils ein Teileinzugsgebiet kartiert wurde. Aufgrund der topografischen Gegebenheiten, insbesondere der steilen Hanglagen, besteht eine erhöhte Erosionsgefährdung, die zusammen mit dem hohen stofflichen Belastungsrisiko die Auswahl dieser Einzugsgebiete für die Kartierung begründet. Die Entscheidung, jeweils nur ein Teileinzugsgebiet pro Einzugsgebiet zu kartieren, basiert auf der geringeren Größe der einzelnen Einzugsgebiete.

Tabelle 16: Prozentuelle Verteilung der Länge der Verkehrswege [km] in den kartierten Teileinzugsgebieten Sulzbach, Sassbach, Schwarzaubach, Gnasbach in dem EZG Zaya im Weinviertel.

Art der Verkehrswege	Verteilung der Länge der Verkehrswege in kartierten Teileleinzugsgebieten [%]				Mittlere Verteilung der Länge der Verkehrswege [%]
	Sulzbach	Sassbach	Schwarzaubach	Gnasbach	Ost-Steiermark
Bundesstraße (B)	4	0	0	0	1
Landesstraße (L)	16	8	17	15	14
Andere Straßen (R)	0	3	0	14	4
Gemeindestraße (G)	66	59	67	48	59
Privatstraße (PS)	6	6	10	7	7
Güterweg (GW)	0	5	1	0	2
Weg (W)	8	16	5	1	8
ÖWG Instandthaltungsweg (OW)	0	3	0	15	5
Summe [%]	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**

Im Vergleich zu den EZG Melk und Zaya ist der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Flächen geringer. Grund dafür ist, dass die steilen Hänge eine Bewirtschaftung als landwirtschaftliche Flächen erschweren. Die landwirtschaftlichen Flächen sind von Waldgebiet durchsetzt, wodurch sich ein Mosaik aus verschiedenen Landnutzungsformen ergibt. Die Flächen der kartierten landwirtschaftlichen Schläge weisen eine Verteilung von 73 % Ackerland, 24 % Grünfläche und 3 % Weingarten auf (Anhang 1 – Felder und Straßen). Die Verkehrswege bestehen aus 1 % Bundesstraßen, 14 % Landesstraßen, 62 % Gemeindestraßen,

8 % Privatstraßen, 2 % Wege und 13 % untergeordnete Verkehrswege. Diese Prozentsätze beziehen sich auf die Gesamtlänge der Verkehrswege, gemessen in Kilometern.

Im Vergleich zu den Gebieten Sassbach, Schwarzaubach und Gnasbach ist das Gebiet Sulzbach durch flache, abfallende Hänge und ein verzweigtes Gewässernetz gekennzeichnet (Abbildung 38). Wie im Einzugsgebiet Melk verlaufen auch hier die Verkehrswege entlang der Hänge und Gräben parallel zu den Gewässern. Der Anteil der Länge der Bundesstraßen beträgt 4 %, der der Landesstraßen 16 % und der der Gemeindestraßen 68 %. Demgegenüber sind die Gebiete Sassbach, Schwarzaubach und Gnasbach durch ihre steilen, abfallenden Hänge gekennzeichnet. Die durch Landesstraßen und Gemeindewege geprägten Verkehrswege verlaufen wie im EZG Sulzbach parallel zu den langgestreckten (Sassbach, Schwarzaubach) und stark verzweigten (Gnasbach) Gewässern (Abbildung 40 – Abbildung 43).

Wie anhand der Ergebnisse der Kartierung ersichtlich wurde, sind in der Oststeiermark 100 % der Schläge künstlich, künstlich und natürlich oder natürlich an das Gewässer angebunden. Die durch Verkehrswege vom Gewässer getrennten, künstlich durch unterirdische Ableitungen angebundenen Schläge sind überwiegend durch Rohrdurchlässe oder Gullys an die Gewässer angebunden (Abbildung 39).

Von allen kartierten TEZG hatte das Gebiet in der Steiermark mit 43 % den höchsten Anteil an Schlägen, die künstlich durch unterirdische Ableitung an Gewässer angebunden sind. Dies hat unter anderem den Grund, dass die steil abfallenden Hänge ein höheres Erosionsrisiko haben und somit bei Starkregenereignissen das Wasser zum Schutz der landwirtschaftlichen Fläche und Gemeinde abgeleitet wird. Bei einer Betrachtung der Anbindungsarten nach landwirtschaftlicher Flächenart wird ersichtlich, dass in sämtlichen untersuchten Gebieten sowohl Ackerland- als auch Grünland-Flächen zu einem hohen Anteil künstlich angebunden sind. In Bezug auf Weingartenflächen wurde kein eindeutiger Trend festgestellt (Abbildung 38).

Eine separate Betrachtung der TEZG der Steiermark zeigte, dass Gnasbach die geringste Anzahl an künstlich angebundenen Schlägen aufwies. Dies ist auf die Topografie des Gebiets zurückzuführen, welche durch zahlreiche steile Hänge gekennzeichnet ist. Diese bilden eine Hügellandschaft mit einem baumartig verlaufenden, verzweigten Gewässerlauf (Abbildung 38), was die natürliche Anbindung der Schläge an die Gewässer erhöht. Im Vergleich dazu, weist das Gebiet Schwarzaubach das höchste Vorkommen an Schlägen auf, die künstlich an Gewässer angebunden sind (Abbildung 39). In sämtlichen Untersuchungsgebieten wurden

zusätzliche Gerinne sowie sichtbare temporäre Abflussspuren entlang der Gräben festgestellt (Abbildung 40 – Abbildung 43).

Abbildung 38: Prozentuelle Verteilung der Anzahl der kartierten Anbindungsarten in den Einzugsgebieten Sulzbach, Sassbach, Schwarzaubach und Gnasbach, Oststeiermark.

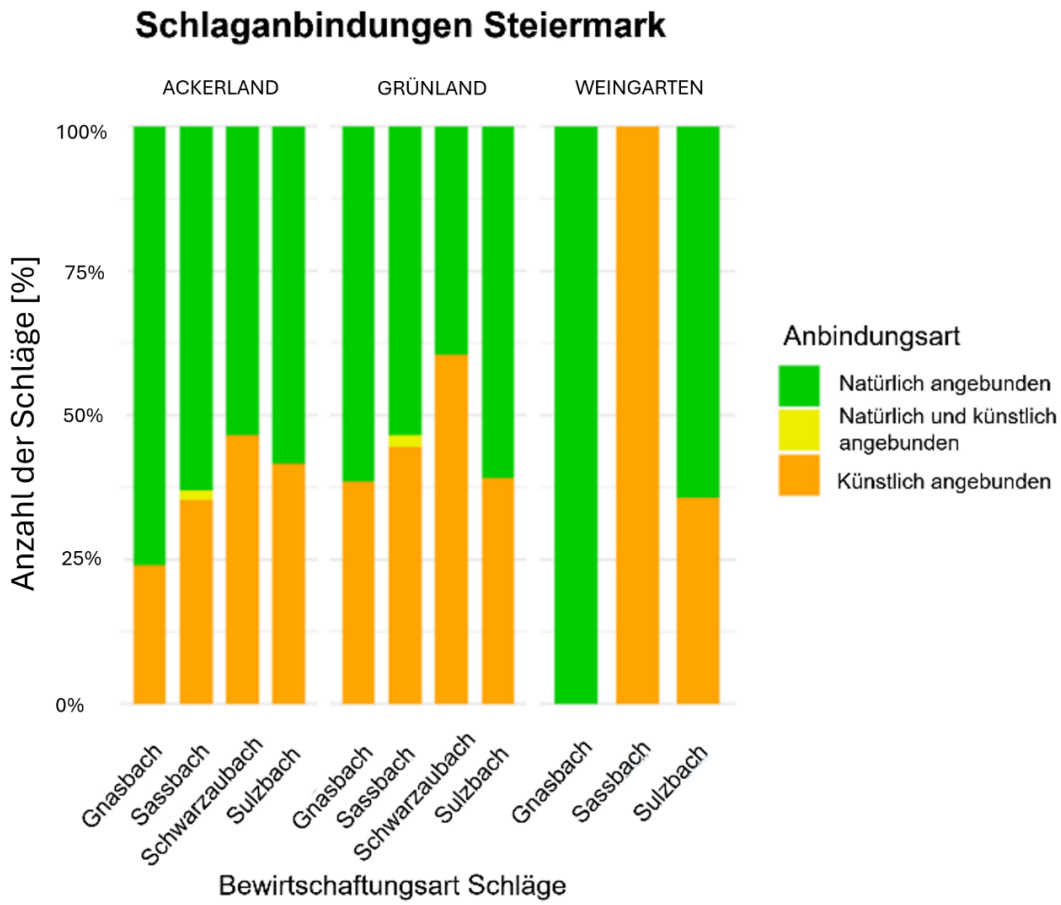


Abbildung 39: Anteil der Anzahl (N) der kartierten Schläge nach Art der künstlichen Anbindung in den Einzugsgebieten Sulzbach, Sassbach, Schwarzaubach und Gnasbach, Oststeiermark.

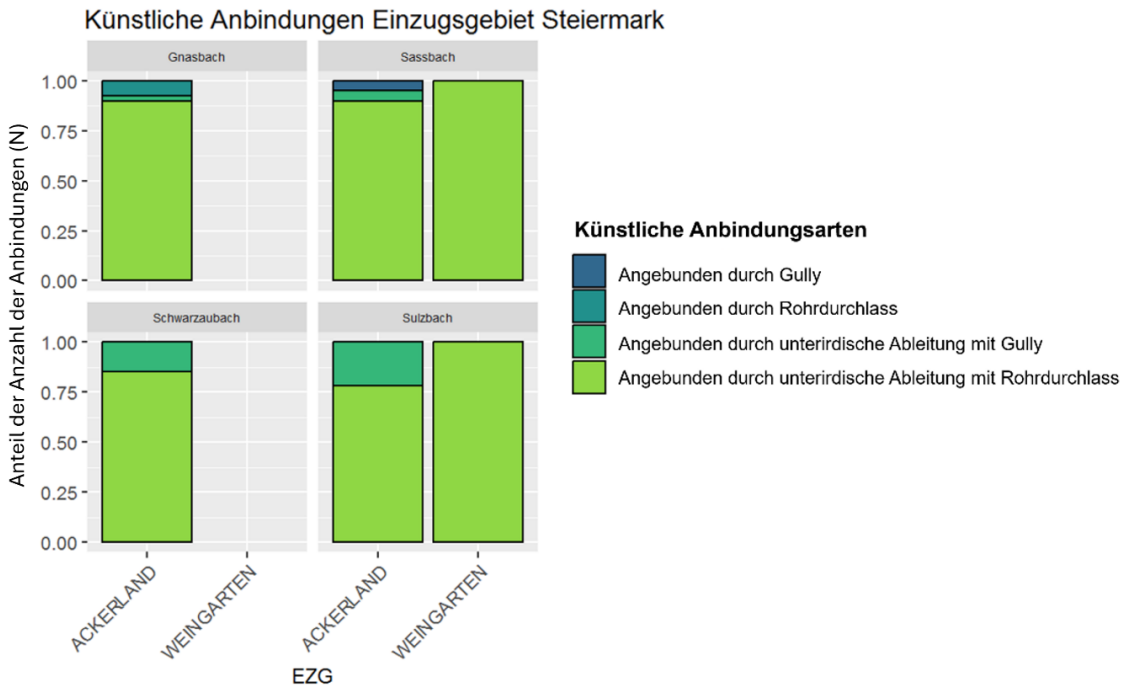


Abbildung 40: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Sulzbach.

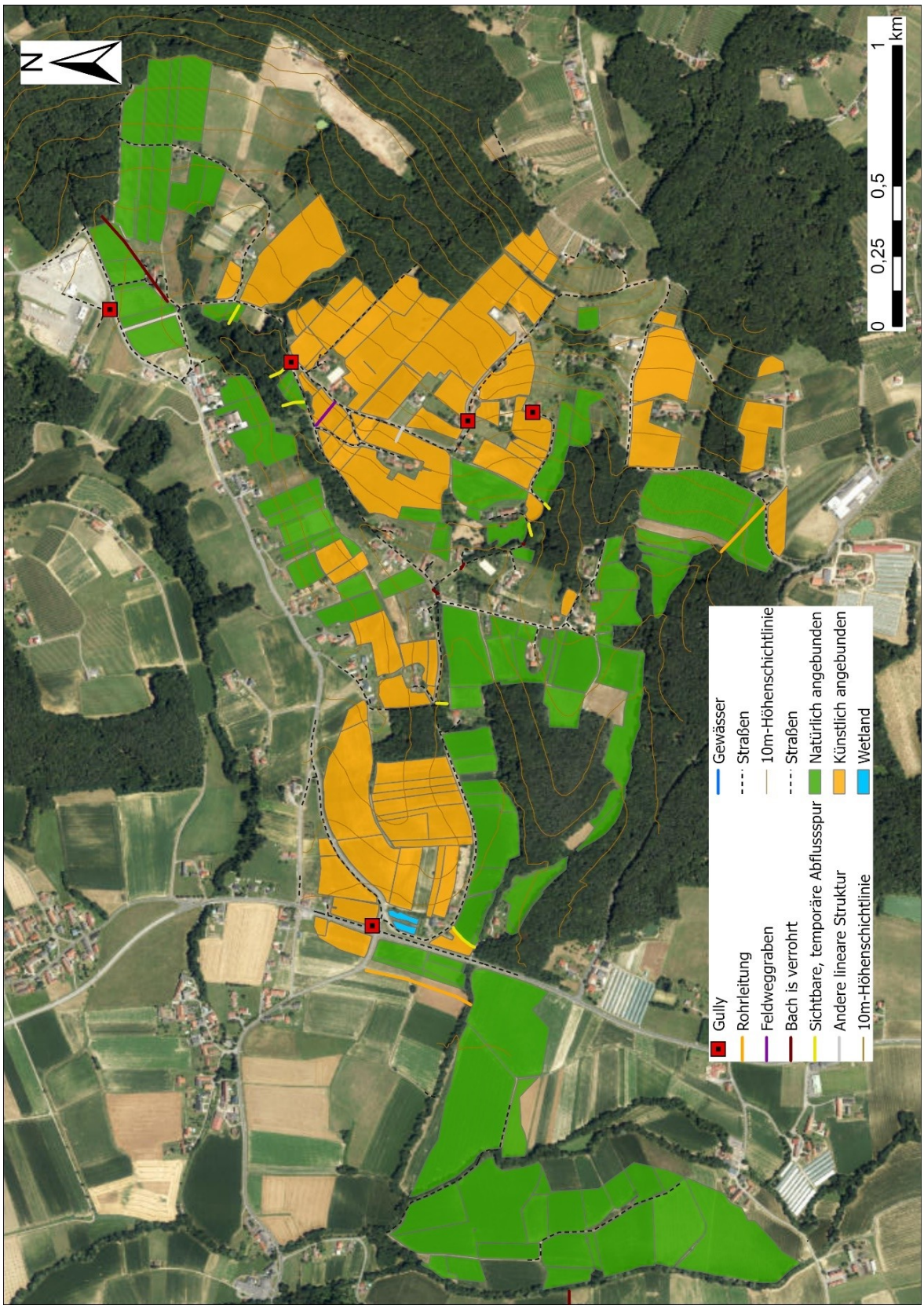


Abbildung 41: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Sassbach.

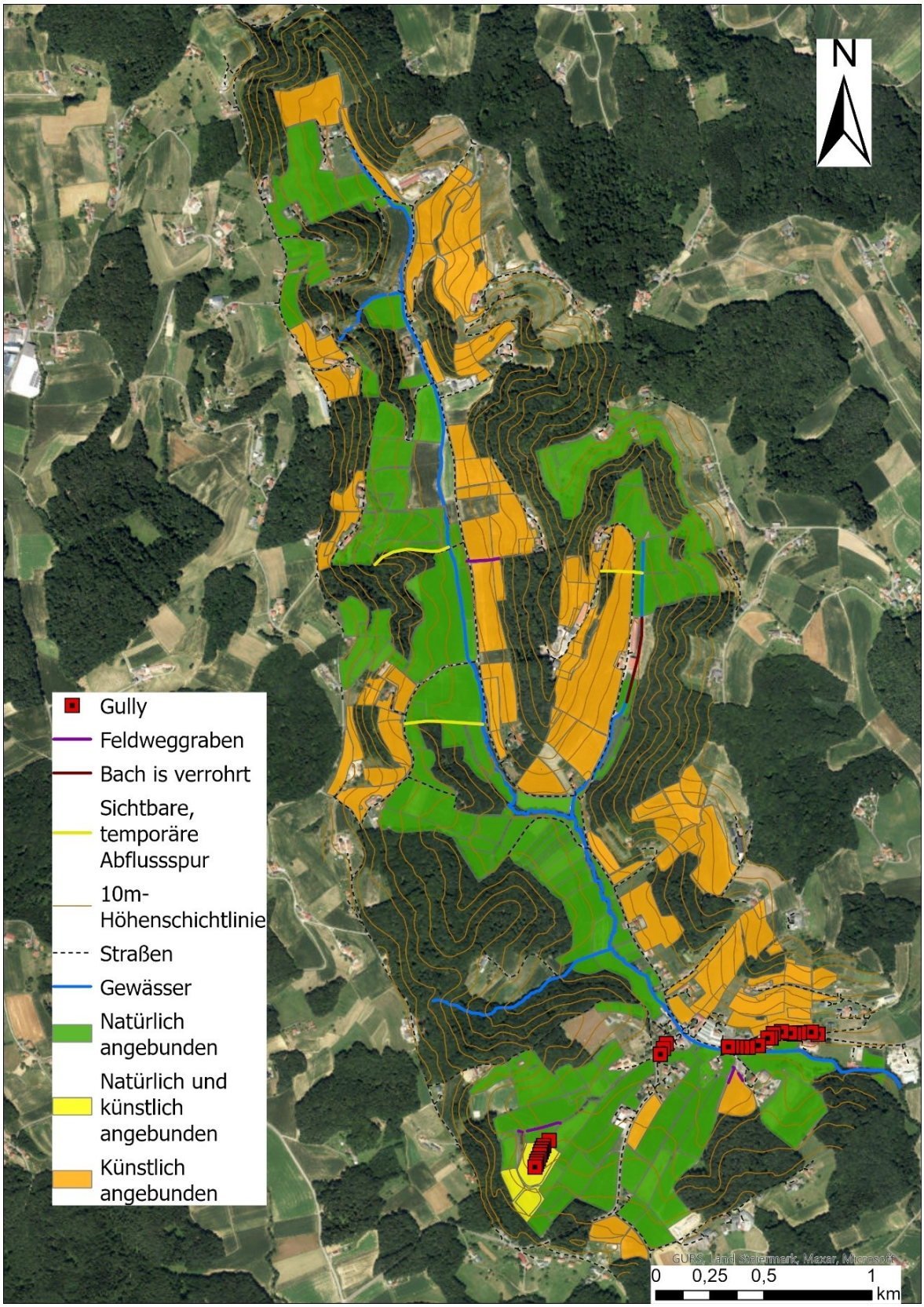


Abbildung 42: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Schwarzaubach.

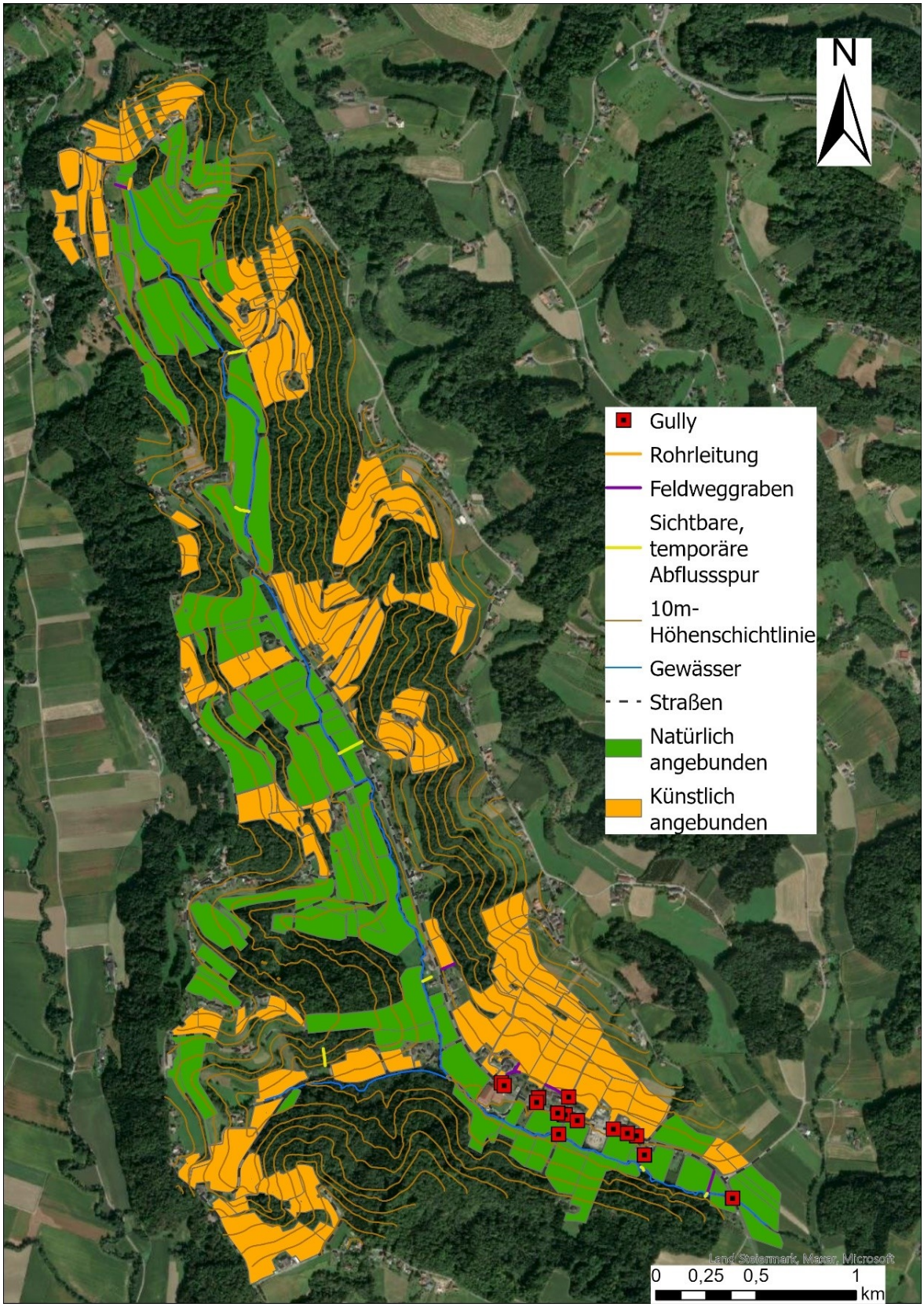
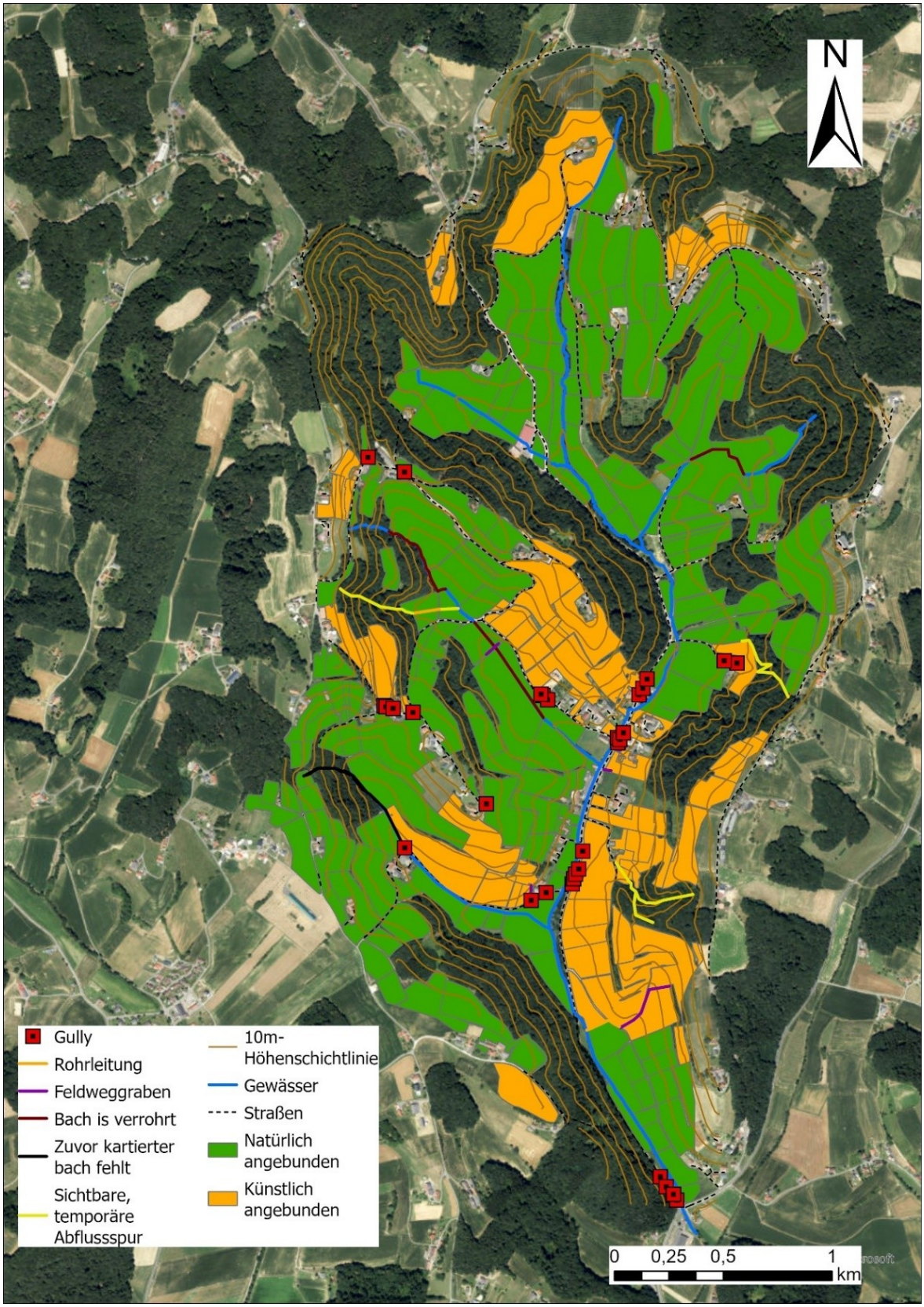


Abbildung 43: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Gnasbach.



5.3.5 Künstliche Anbindungen und Straßenanbindungen nach Straßentyp

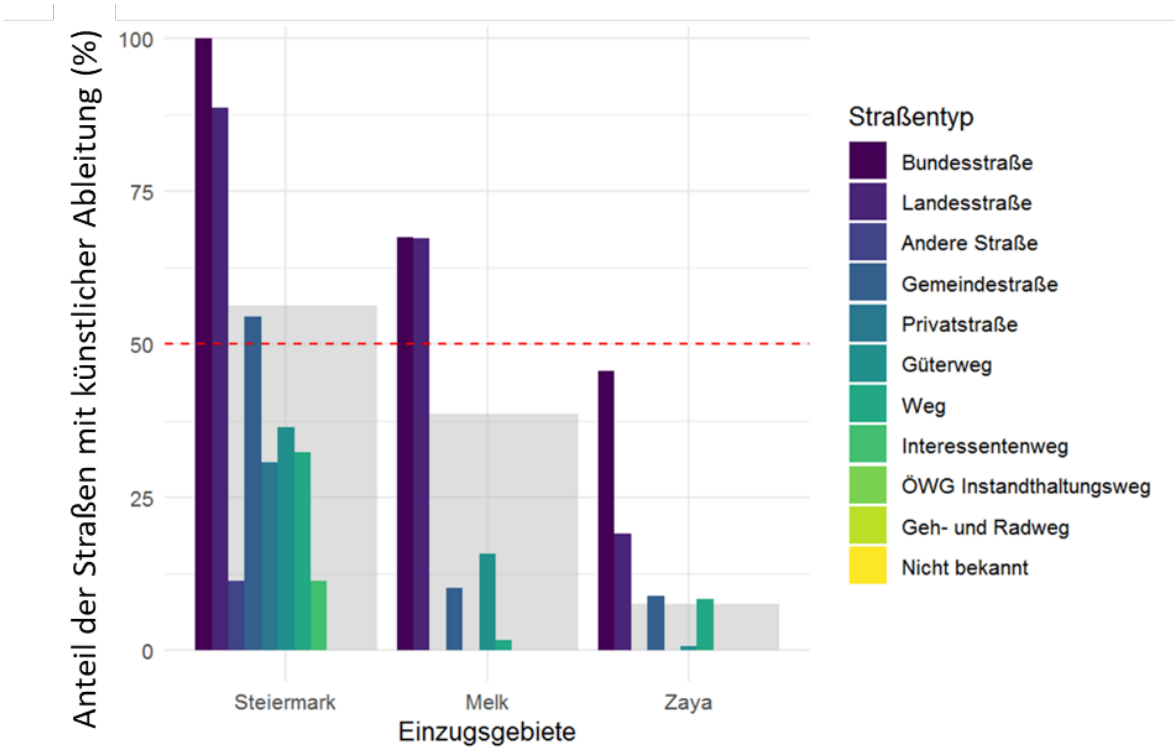
Die Zielsetzung der systematischen Kartierung bestand in der Erhebung der Gebietsretention entlang von Straßen, insbesondere der Beantwortung der Frage, wie Ableitungen entlang von Straßen und anderen Verkehrswegen erfolgen und inwieweit es dadurch zu einer Ableitung in Gewässer kommt. Das Verständnis von regionalen Unterschieden sollte dann dazu genutzt werden, regionalspezifische Ansätze im Modell RPhosFate zu entwickeln und zu implementieren. Im Rahmen der Untersuchung war daher zu identifizieren, bei welchen Verkehrswegen je nach Region eine unterirdische Ableitung im Modell als wahrscheinliche Form der Anbindung von Schlägen an Gewässer angenommen werden kann.

Die Kartierung der Einzugsgebiete ergab, dass in allen untersuchten Gebieten Schläge vorhanden sind, die künstlich über Straßengräben mit Rohrdurchlässen oder Gullys an Gewässer angebunden sind. Um die künstlichen Anbindungen von Schlägen an Gewässer weiter zu definieren, wurden die kartierten Ableitungen an Straßen nach Straßentyp betrachtet und die Länge der Ableitung in Prozent der Gesamtstraßenlänge angegeben (Abbildung 44). Zusätzlich wurde die mittlere Verteilung aller Straßenanbindungen der untersuchten Einzugsgebiete betrachtet.

Wie aus Abbildung 44 ersichtlich ist, beträgt in den Kartierungsgebieten der Steiermark der Anteil der über künstliche Ableitungen (z. B.: Straßengraben) entwässerten Bundesstraßen 100 % der Gesamtstraßenlänge, bei Landesstraßen 89 % der Gesamtstraßenlänge und bei Gemeindestraßen 59 % der Gesamtstraßenlänge. Im Vergleich dazu beträgt im EZG Melk der Anteil der über künstliche Ableitungen entwässerten Bundesstraßen 68 % und bei Landesstraßen 67 % der Gesamtstraßenlänge. An der Zaya beträgt der Anteil der über künstliche Anbindungen entwässerten Bundesstraßen 46 % der Gesamtlänge. Alle anderen Straßentypen an der Zaya weisen einen geringeren Anteil an über künstliche Strukturen entwässerte Straßenabschnitte auf. Um eine realistische Darstellung zu gewährleisten, wurden Straßenabschnitte mit einer Länge ≤0,15 km bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Um die Verkehrswege zu identifizieren, bei denen je nach Region eine unterirdische Ableitung im Modell als wahrscheinliche Form der Anbindung von Schlägen an Gewässer angenommen werden kann, wurde festgelegt, dass der Anteil der über künstliche Ableitungen entwässerten Straßenabschnitte mehr als 50 % der Gesamtstraßenlänge des jeweiligen Straßentyps betragen muss. Dies ist in Abbildung 44 durch die rot gestrichelte Linie dargestellt.

Abbildung 44: Anteil der über künstliche Anbindungen (%) entwässerten Straßen an der Gesamtlänge nach Straßentyp und Einzugsgebiet.



Erläuterung: Der graue Balken beschreibt den mittleren Anteil der über künstliche Ableitungen entwässerten Straßen aller unterschiedlichen Typen für die betrachteten Gebiete. Ab einem Anteil von mehr als 50 % der Straßenlänge mit künstlichen Anbindungen wird der Straßentyp im Modell als mit direkter künstlicher Anbindung betrachtet.

Somit ergab die durchgeführte Analyse, dass die in Oberösterreich angewandte Vorgangsweise, bei der davon ausgegangen wird, dass alle an betonierte Straßen angrenzenden Schläge über unterirdische Ableitungen an das Gewässer angebunden sind, nicht für alle MoRE-Regionen (Abbildung 3) in Österreich geeignet ist. Stattdessen müssen für die Regionen Mostviertel, Weinviertel und Teile der Steiermark abweichende Ansätze zum Einsatz kommen.

Im Rahmen der Modellierung werden unterschiedliche Ansätze in unterschiedlichen Regionen erforderlich. So wird bei den Grabenbächen der Steiermark im Modell bei Bundes-, Landes- und Gemeindestraßen und im Mostviertel bei Bundes- und Landesstraßen eine direkte künstliche Anbindung an die Gewässer angesetzt. Die Ergebnisse der Kartierung der künstlichen Anbindungen im Weinviertel zeigten, dass der Anteil der Bundesstraßen mit künstlicher Anbindung knapp unter 50 % liegt. Daher werden im Weinviertel die Bundesstraßen in

der Modellierung in zwei Varianten untersucht: einmal mit künstlicher Anbindung und einmal ohne unterirdische Ableitungen bei Bundesstraßen.

5.3.6 Kartierung von Gewässern in Teileinzugsgebieten

Im Rahmen der Kartierung war es auch ein Ziel, zu überprüfen, ob alle Gerinne in den TEZG durch das elektronisch verfügbare Gesamtgewässernetz (GGN) erfasst waren.

Die Ergebnisse der Kartierung zeigten, dass in den TEZG der Steiermark zusätzliche Gerinne gefunden wurden, die nicht im GGN erfasst sind. Im Durchschnitt waren in den vier TEZG der Steiermark 35 % der Gesamtgewässerlänge nicht durch das GGN erfasst. Da in diesen TEZG ein hoher Anteil an Gewässerlängen nicht kartiert war, wurde vermutet, dass dies auch in anderen EZG der Steiermark der Fall sein könnte. Deshalb wurde versucht, eine Methode zu finden, mit der nicht im GGN erfasste Gerinne in der Modellierung berücksichtigt werden können.

Die Kartierungsergebnisse zeigten, dass sich die zuvor durch das GGN nicht erfassten Gerinne entlang der bevorzugten Abflusswege (Mulden und Senken) bilden. Daher wurde versucht, einen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Gewässern und den bevorzugten Abflusswegen zu finden. Die bevorzugten Abflusswege zeigen den natürlichen Weg des Wassers durch das Gelände. Sie lassen sich aus einem digitalen Geländemodell (DGM) ableiten und als Abflussakkumulation darstellen, d. h. als kumuliertes Gewicht jeder Zelle, die in tiefer gelegene Zellen entwässert (Strenge et al.,2022). Die Zellen mit der höchsten Abflussakkumulation stellen somit das Gewässer dar.

Um einen Zusammenhang zwischen den kartierten Gewässern und der Abflussakkumulation zu prüfen, wurde die Abflussakkumulation in den kartierten Teileinzugsgebieten (TEZG) berechnet und mit den kartierten Gewässern verglichen. Dabei wurde festgestellt, dass Gewässer ab einer Abflusssumme von 600 Zellen in den kartierten Teileinzugsgebieten (TEZG) auftreten. Somit ergab sich die Überlegung, bei der RPhosFate-Modellierung eine Erweiterung einzuführen, die es erlaubt, die Abflussakkumulation ab einer Abflussakkumulation von 600 Zellen darzustellen.

5.4 RPhosFate-Anwendung

5.4.1 Anpassung des Straßennetzwerks und der unterirdischen Ableitungen

Die Ergebnisse der Kartierung zeigten, dass für die Modellierung der Anbindungen von landwirtschaftlichen Flächen an Gewässer ein regionaler Ansatz erforderlich ist. Die Darstellung von unterirdischen Ableitungen entlang von Straßen in RPhosFate ist für die Modellierung von großer Bedeutung, da diese Strukturen (Straßendämme, Gullys, Rohrdurchlässe) den PP-Transport beeinflussen. Künstliche Ableitungen können den PP-Transport durch das EZG beschleunigen und die Fließwege und Hanglängen verändern. Insbesondere durch die Kombination aus Straßendämmen und Gullys/Rohrdurchlässen können Abschnitte im EZG direkt an das Gewässernetz angebunden werden (hydraulische Kurzschlüsse), die sonst nur indirekt oder gar nicht angebunden wären. Daher haben lineare künstliche Strukturen ein großes Potenzial, die direkten PP-Emissionen in Oberflächengewässer zu erhöhen (Hepp und Zessner 2019).

Um die unterirdische Anbindung der Schläge an die Gewässer entsprechend der spezifischen Situation in den Regionen modellieren zu können, müssen zunächst die MoRE-EZG zu Regionen zusammengefasst werden. Die Einteilung der EZG in sechs Regionen (Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte) erfolgte in Anlehnung an die geographische Abgrenzung der Regionen (Tabelle 17). Folgende Einteilung wurde vorgenommen:

Tabelle 17: Einteilung der MoRE-EZG auf sechs Regionen für die RPhosFate Modellierung.

Regionen	EZG
Weinviertel	Donaugraben, Fugnitz, Göllersbach, Hametbach, Pulkau, Russbach, Schmida, Senningbach, Waidenbach, Weidenbach, Zaya
Mostviertel	Melk, Erlebach, Sierningbach, Tulln, Urlbach
Steiermark	Drauchenbach, Gnasbach, Ilzbach, Lendvabach, Raab, Rittscheinbach, Sassbach, Schwarzaubach, Stainzbach, Stiefingbach, Strem, Sulzbach
Innviertel	Ach, Antiesen, Aschach Grünbach, Gurtenbach, Innbach, Trattnach, Pram
Mühlviertel	Gusen, Klambach
Traun-Enns-Platte	Aiterbach, Ipfbach, Krems, Kristeinerbach

Nach der Einteilung der EZG in sechs Regionen wurden die Ergebnisse der Kartierung über die regional unterschiedlichen Anbindungsarten von Schlägen an das Gewässer (siehe Kapitel 5.3.5) in das Modell übertragen. Dies erfolgte durch die Anpassung der Rasterdaten der Straßennetze der einzelnen Regionen und die Anwendung der von Hepp und Zessner 2019 entwickelten „Storm-Drain Model Extension“ für das Modell RPhosFate. Diese Modellerweiterung betrachtet jede Rasterzelle, die an eine Straße grenzt und in Richtung der Straße entwässert, als unterirdische Ableitung und leitet den Abfluss direkt in die nächstgelegene Bachzelle. Dabei findet ein direkter PP-Transport in das Gewässer mit geringer Retention statt. Da aber nicht jede Straße eine unterirdische Ableitung hat, (siehe Ergebnisse der Kartierung Kapitel 5.3), muss für die Rasterdaten der Straßennetze der einzelnen Regionen definiert werden, welche Straßentypen eine unterirdische Ableitung haben und welche nicht (siehe auch Hepp und Zessner 2019):

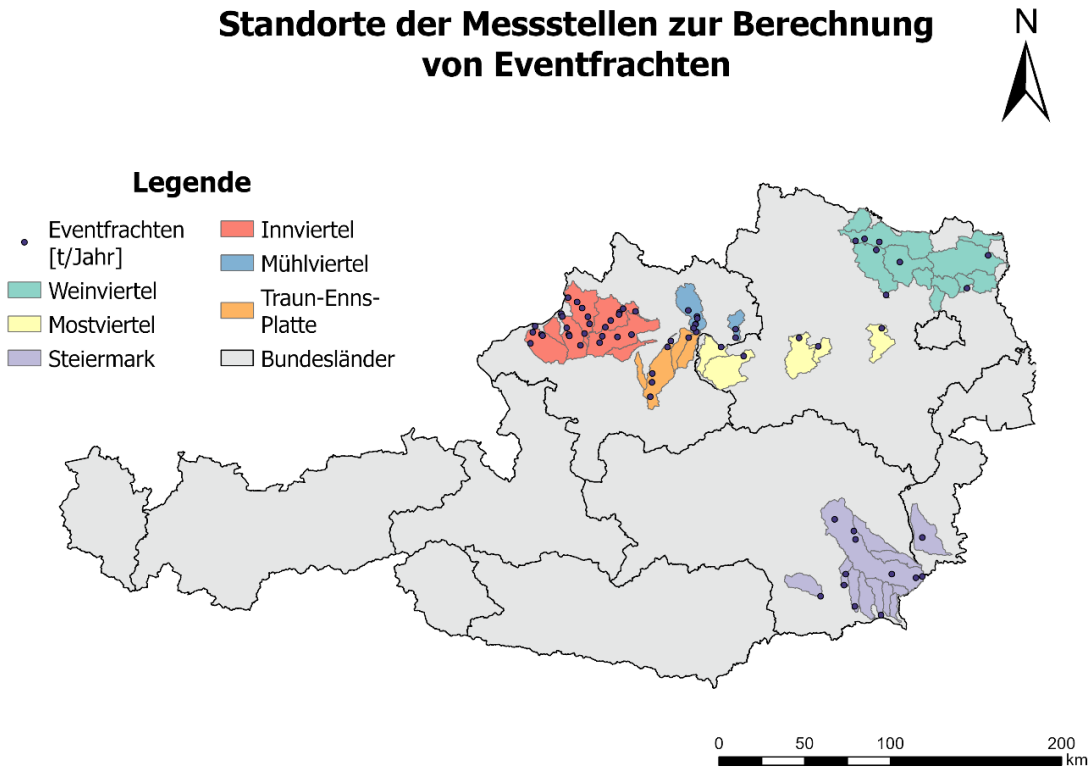
- In der Steiermark wurde für Bundes-, Landes- und Gemeindestraßen sowie übergeordnete Straßen (z. B. Schnellstraßen) eine unterirdische Ableitung angenommen. Den Rasterzellen dieser Straßentypen wurde der Wert 1 zugewiesen. Alle anderen Straßenrasterzellen erhielten den Wert 0.
- Im Mostviertel wurde für Bundes- und Landesstraßen sowie übergeordnete Straßen (z. B.: Schnellstraßen) eine unterirdische Ableitung angenommen. Den Rasterzellen dieser Straßentypen wurde der Wert 1 zugewiesen. Alle anderen Straßenrasterzellen erhielten den Wert 0.
- Im Weinviertel wurde für Bundesstraßen und übergeordnete Straßen (z. B. Schnellstraßen) eine unterirdische Ableitung angenommen. Den Rasterzellen dieser Straßentypen wurde der Wert 1 zugewiesen. Alle anderen Straßenrasterzellen erhielten den Wert 0.
- In Oberösterreich (Innviertel, Mühlviertel, Traun-Enns-Platte) wurde auf allen betonierten Straßen eine unterirdische Ableitung angenommen. Dies basiert auf den Ergebnissen des Projekts „Begrünte Fließwege.at”, in dem eine Kartierung der Anbindung von Schlägen an Gewässer in Oberösterreich durchgeführt wurde (Schmaltz et al., 2022).

5.4.2 Modellkalibrierung und Modellvarianten

Die Oberflächenretentionsrate (K_{ob}) ist der entscheidende Kalibrierungsparameter für die Modellkalibrierung von RPhosFate. K_{ob} beschreibt die PP-Retention durch die Geländeoberfläche (bzw. in jeder Rasterzelle) pro Sekunde (Hepp et al.,2022). Die Kalibrierung dieses Parameters erfolgt anhand des Vergleiches der modellierten und gemessenen

Eventfrachten an Messstellen innerhalb des EZG. Eventfrachten sind die PP-Gewässerfrachten, die durch Niederschlagsereignisse und erosive Gewässereinträge verursacht werden. Sie werden über die Gesamt-Phosphor Jahresfracht im Gewässer abzüglich einer Basisfracht errechnet. Die Basisfracht berechnet sich aus dem mittleren jährlichen Basisabfluss und den mittleren jährlichen PP-Konzentrationen bei Basisabfluss.

Abbildung 45: Lage der Messstellen der berechneten Eventfrachten (2015–2020).



Erläuterung: Die farbliche Darstellung der Regionen verdeutlicht die geographische Aufteilung der Einzugsgebiete: Weinviertel (grün), Mostviertel (gelb), Steiermark (lila), Innviertel (rot), Mühlviertel (blau) und Traun-Enns-Platte (orange). Schwarze Punkte kennzeichnen die Standorte der Messstellen, an denen die Eventfrachten [t a^{-1}] erfasst wurden.

Für die Kalibrierung sollte ein langfristiger Vergleichszeitraum der gemessenen Phosphorfrachten verwendet werden, da das Modell aufgrund der Modifizierten ABAG-Gleichung auch über längere Zeiträume hinweg auftretende Einträge abbildet. Da das Modell die mittleren PP-Frachten [kg/Zelle/a] für die Jahre 2015–2020 berechnet, wurde der gleiche Zeitraum für die Berechnung der mittlere Eventfrachten gewählt (Strenge et al.,2022). Im Rahmen des Projekts „BegrünteFließwege.at" (Schmaltz et al.,2022) wurden die Eventfrachten bereits ermittelt und für die Modellierung verwendet. Daher wurden diese Werte als

Grundlage für die Kalibrierung der Modellierung herangezogen (Abbildung 45). Eine Tabelle mit den Koordinaten der Messstellen und den gemessenen Eventfrachten ist in Anhang 2 verfügbar.

Da für die Kalibrierung des Modells nicht in allen Einzugsgebieten (EZG) gemessene Eventfrachten zur Verfügung stehen (Abbildung 45), wurden unterschiedliche Modellierungsansätze gewählt, um eine möglichst zuverlässige und umfassende Analyse der Phosphoreinträge zu gewährleisten:

In der ersten Modellvariante (V1) wurden ausschließlich jene EZG modelliert und kalibriert, für die entsprechende mittlere Eventfrachten [t/a] verfügbar sind. In Einzugsgebieten ohne verfügbare Frachten wurden für die Modellierung kalibrierte Oberflächenretention (K_{ob}) Werte aus einem topografisch ähnlichen EZG der Region verwendet. Ein zentrales Problem dieses Ansatzes besteht darin, dass einige EZG lediglich eine einzelne Messstelle aufweisen, sodass nur eine mittlere Eventfracht [t/a] zur Kalibrierung herangezogen werden kann. Dies kann die Aussagekraft des Modells beeinträchtigen, da eine Kalibrierung auf Basis eines einzigen Wertes möglicherweise nicht repräsentativ ist. Trotz dieser Einschränkung wurde die Modellvariante beibehalten, da sie zur Sensitivitätsanalyse bei der Identifizierung und Auswertung der kritischen Herkunftsgebiete beiträgt.

Um auch die EZG ohne verfügbare Eventfrachten in die Kalibrierung einzubeziehen, wurde in der zweiten Modellvariante (V2) ein regionaler Ansatz angewandt. Dabei wurden die Eingangsdaten der EZG entsprechend ihrer regionalen Zugehörigkeit – Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte (siehe Tabelle 18) – in einheitliche Raster pro Eingangsdatenkategorie zusammengeführt und gemeinsam kalibriert. Dieser Ansatz ermöglicht es, trotz fehlender Eventfrachten in einigen EZG, einen einheitlichen Kalibrierungswert (K_{ob}) für jede Region zu bestimmen. Der ermittelte K_{ob}-Wert kann anschließend für die Modellierung der einzelnen EZG innerhalb der jeweiligen Region verwendet werden.

Um regional spezifische Ergebnisse der Kartierung (siehe Kapitel 5.3.2–5.3.4) in die Modellierung einzubeziehen, wurden für die Regionen Weinviertel (V1_1) und Steiermark (V2_2) jeweils zusätzliche Modellvarianten entwickelt.

Für das Weinviertel (V1_1) wurde angenommen, dass unterirdische Ableitungen ausschließlich in übergeordneten Straßen vorhanden sind. Diese Annahme basiert auf den Kartierungsergebnissen, die zeigen, dass der Anteil der Bundesstraßen mit unterirdischer

Ableitung bei knapp unter 50 % liegt. Ziel dieser Modellvarianten ist es, die beiden Ansätze miteinander zu vergleichen und zu evaluieren, welche Modellvariante eine bessere Anpassung erbringt.

Für die Steiermark wurde in einem weiteren Modellszenario (V2_2) angenommen, dass das Modell RPhosFate ab einer Abflussakkumulation von 600 Rasterzellen die Zelle als Gewässerzelle ausweist. Diese Annahme wirkt sich auf PP-Emissionen und -Transport im Modell aus, da Gewässerzellen als Transportwege für Frachten aus flussaufwärts gelegenen Zellen fungieren, jedoch selbst keine Fracht emittieren (Strenge et al., 2022).

Durch den Vergleich dieser unterschiedlichen Modellansätze soll ermittelt werden, welche Variante die beobachteten Frachten besser abbildet und somit bei der Validierung eine höhere Modellgüte erzielt.

Tabelle 18: Beschreibung der Modellvarianten, für modellierten EZG und Regionen

Modellvariante	Einzugsgebiet	Bedeutung
V1	alle	Alle EZG werden einzeln kalibriert.
V1_1	Weinviertel	Alle EZG werden einzeln kalibriert + keine unterirdischen Abflüsse bei Bundesstraßen.
V2	alle	EZG werden entsprechend ihrer regionalen Zugehörigkeit – Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte – in einheitliche Raster pro Eingangsdatenkategorie zusammengeführt und gemeinsam kalibriert.
V2_2	Steiermark	Alle EZG werden einzeln kalibriert + ab einem gewichteten Gewässerakkumulationswert von 600 wird ein Gewässer angenommen.

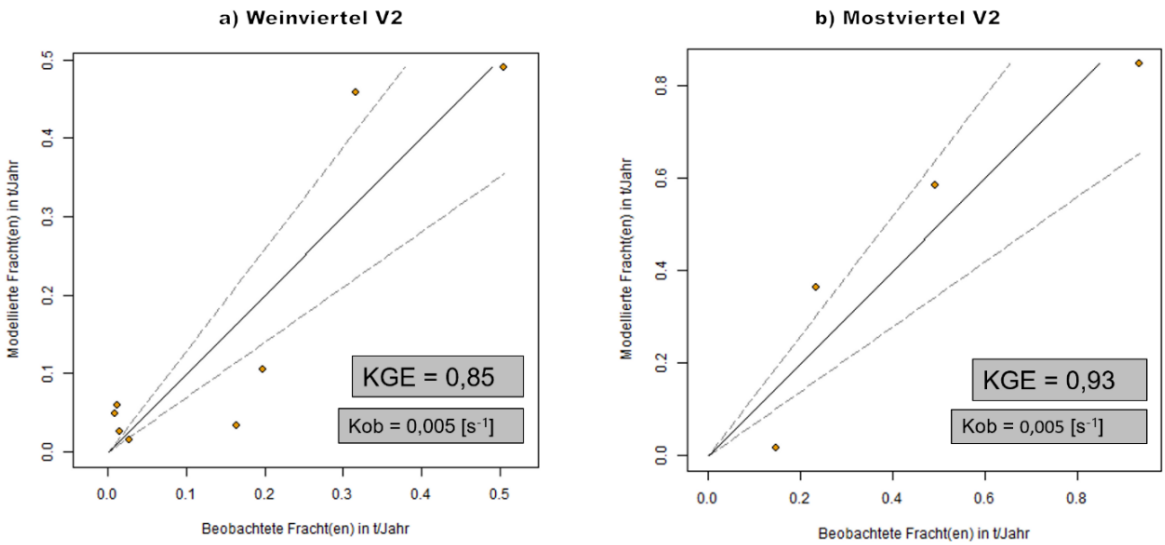
5.4.3 Ergebnisse der Modellkalibrierung

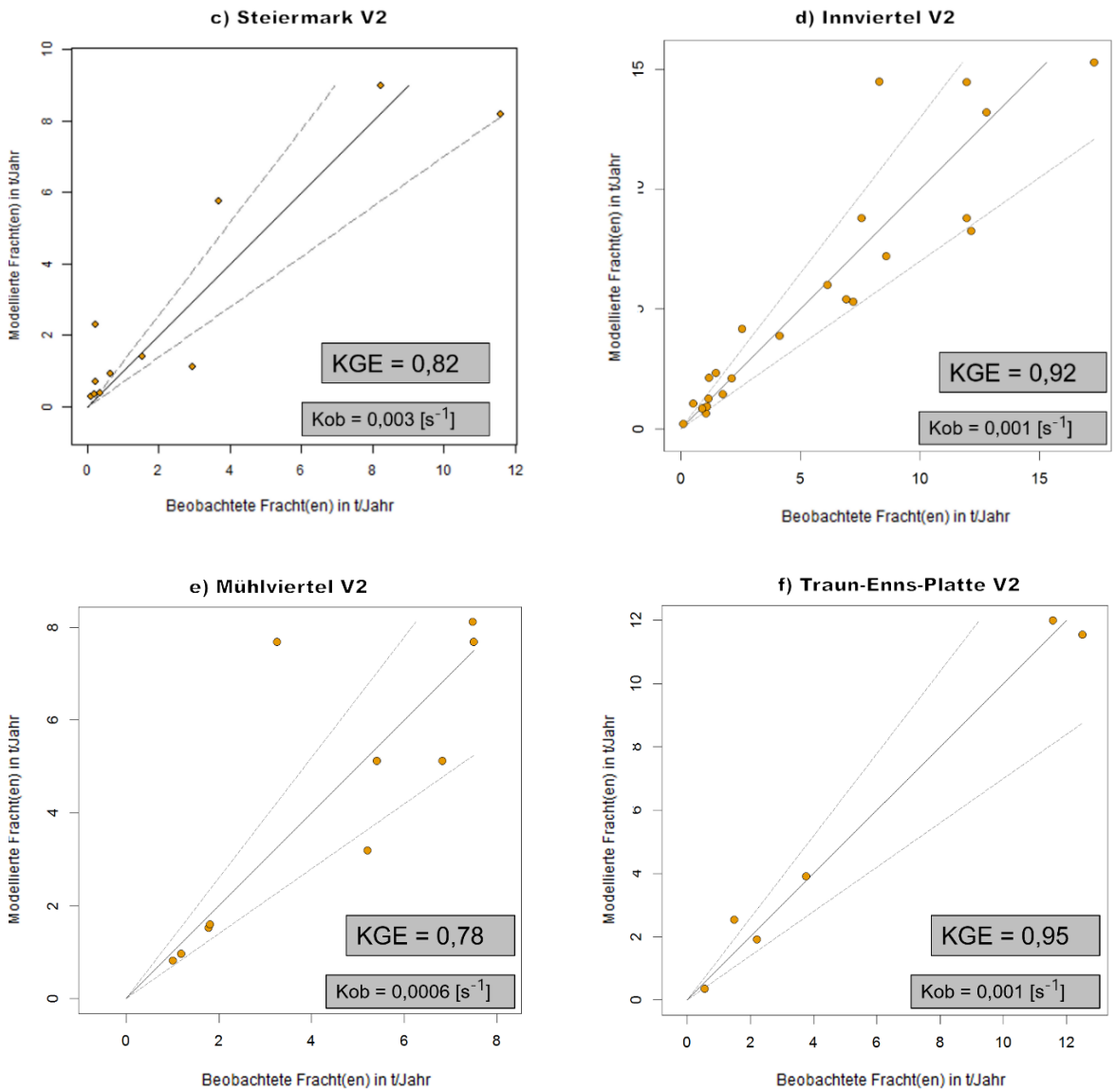
Zur Berechnung von PP-Emissionen und -Transport [kg/Zelle/a] und Evaluierung der unterschiedlichen Modellansätze war die Kalibrierung der Oberflächenretentionsrate anhand der berechneten Eventfrachten (K_{ob}) notwendig. Zur Beurteilung der Modellkalibrierung und -leistung wurde das Kling-Gupta-Effizienzkriterium (KGE) genutzt, da es als guter Indikator für die Bewertung hydrologischer Modelle gilt (Gupta et al., 2009). Der Wertbereich des KGE reicht von minus unendlich bis 1. Eine Modellleistung wird dabei als gut angesehen, wenn der KGE-Wert über 0,5 liegt (Knoben et al.,2019).

5.4.3.1 Vergleich der Modellvariante V2 zwischen den Regionen

Generell kann gesagt werden, dass die gemeinsame Modellierung aller EZG innerhalb einer Region (Modelllauf V2) eine gute Modellleistung mit KGE-Werten >0,78 [dimensionslos] in allen Regionen zeigt (Abbildung 46a-f). Die gestrichelten Linien in Abbildung 46 a-f stellen eine Abweichung von 30 % zwischen den modellierten und beobachteten Frachten dar. Die Übereinstimmung zwischen den modellierten und beobachteten Frachten wird durch die schwarze Linie dargestellt (KGE = 1). Die orangen Punkte in der Abbildung stellen das Verhältnis zwischen der modellierten Fracht und der Referenzfracht an jedem Beobachtungspunkt des Gewässersystems dar. Kleinere Frachten sind schwerer zu kalibrieren als größere, da diese eine höhere Modellsensibilität haben (Van Griensven et al., 2002). Dies kann anhand der Ergebnisse der Steiermark erkannt werden, da es hier zu einer Überschätzung von >30 % bei den niedrigen Eventfrachten [t/a] kommt. Bei der Modellierung der Region Mostviertel zeigte das Modell beim ersten gemeinsamen Modelllauf V2 eine schlechte Modellleistung (KGE = 0,07), dies ist darauf zurückzuführen, dass die Fracht in der EZG Urlbach einen Ausreißer darstellt. Wird diese Fracht im Modell vernachlässigt, zeigt sich eine deutlich bessere Modellperformance (KGE = 0,93). Insgesamt zeigt die regionale Kalibrierung (V2) eine robuste Modellleistung, wobei regionale Unterschiede die Notwendigkeit einer differenzierten Betrachtung der Einflussfaktoren in den jeweiligen Gebieten unterstreichen.

Abbildung 46: Kalibrierungsergebnisse für modellierte und beobachtete mittlere Fracht (2015–2020) in den Regionen Weinviertel (a), Mostviertel (b), Steiermark (c), Innviertel (d), Mühlviertel (e) und Traun-Enns-Platte (f) (Mostviertel): Vergleich mit 30 %-Abweichungsgrenze (grau gestrichelt) und Oberflächendepositionsrate pro Sekunde (K_{ob}).





Vergleich der Modellvarianten im Weinviertel (V1 vs. V1_1)

Im Weinviertel wurden zwei Modellvarianten untersucht: V1, bei der alle Einzugsgebiete (EZG) einzeln kalibriert wurden und V1_1, bei der zusätzlich angenommen wurde, dass unterirdische Ableitungen nur in übergeordneten Straßen vorhanden sind.

Die Ergebnisse (Tabelle 19) zeigen, dass die KGE-Werte für die Pulkau in beiden Varianten mit 0,44 [dimensionslos] und 0,41 [dimensionslos] konstant bleiben. Die Kalibrierung in der Pulkau erfolgte anhand von drei Kalibrierungspunkten. Für die Schmida hingegen wurde in Variante V1 ein KGE-Wert von 0,89 [dimensionslos] erzielt, während dieser in V1_1 auf 0,24 [dimensionslos] absank. Hier erfolgte die Kalibrierung anhand zweier Kalibrierungspunkte.

Dies deutet darauf hin, dass die Annahme der unterirdischen Ableitung in Bundesstraßen die Modellgüte in diesem Einzugsgebiet verschlechtert.

Tabelle 19: Kalibrierungsergebnisse der Modellläufe (V1 und V1_1) zum Vergleich der unterirdischen Ableitungen in Straßen im Weinviertel.

Region	Modelllauf	EZG	KGE [dimensionslos]
Weinviertel	V1	Pulkau	0,44
	V1_1	Pulkau	0,41
	V1	Schmida	0,89
	V1_1	Schmida	0,24

Erläuterung: Der KGE beschreibt die Modellgüte. Ein KGE-Wert nahe 1 steht für eine gute Modellleistung.

Vergleich der Modellvarianten in der Steiermark (V2 vs. V2_2)

Für die Steiermark wurde in einem weiteren Modellszenario (V2_2) angenommen, dass das Modell RPhosFate ab einer Abflussakkumulation von 600 Rasterzellen die Zelle als Gewässerzelle ausweist. Diese Kalibrierungsergebnisse zeigen, dass der KGE bei beiden Modelläufen konstant bleibt. Dies deutet darauf hin, dass die Annahme in V2_2 zu keiner Verbesserung der Modellgüte führt.

Tabelle 20: Kalibrierungsergebnisse der Modelläufe (V2 und V2_2) zum Vergleich der Ausweisung von Gewässerzellen ab einer Abflussakkumulation von 600 ≥ Zellen.

Region	Modelllauf	EZG	KGE [dimensionslos]
Steiermark	V2	alle	0,82
	V2_2	alle	0,82

Erläuterung: Der KGE beschreibt die Modellgüte. Ein KGE-Wert nahe 1 steht für eine gute Modellleistung.

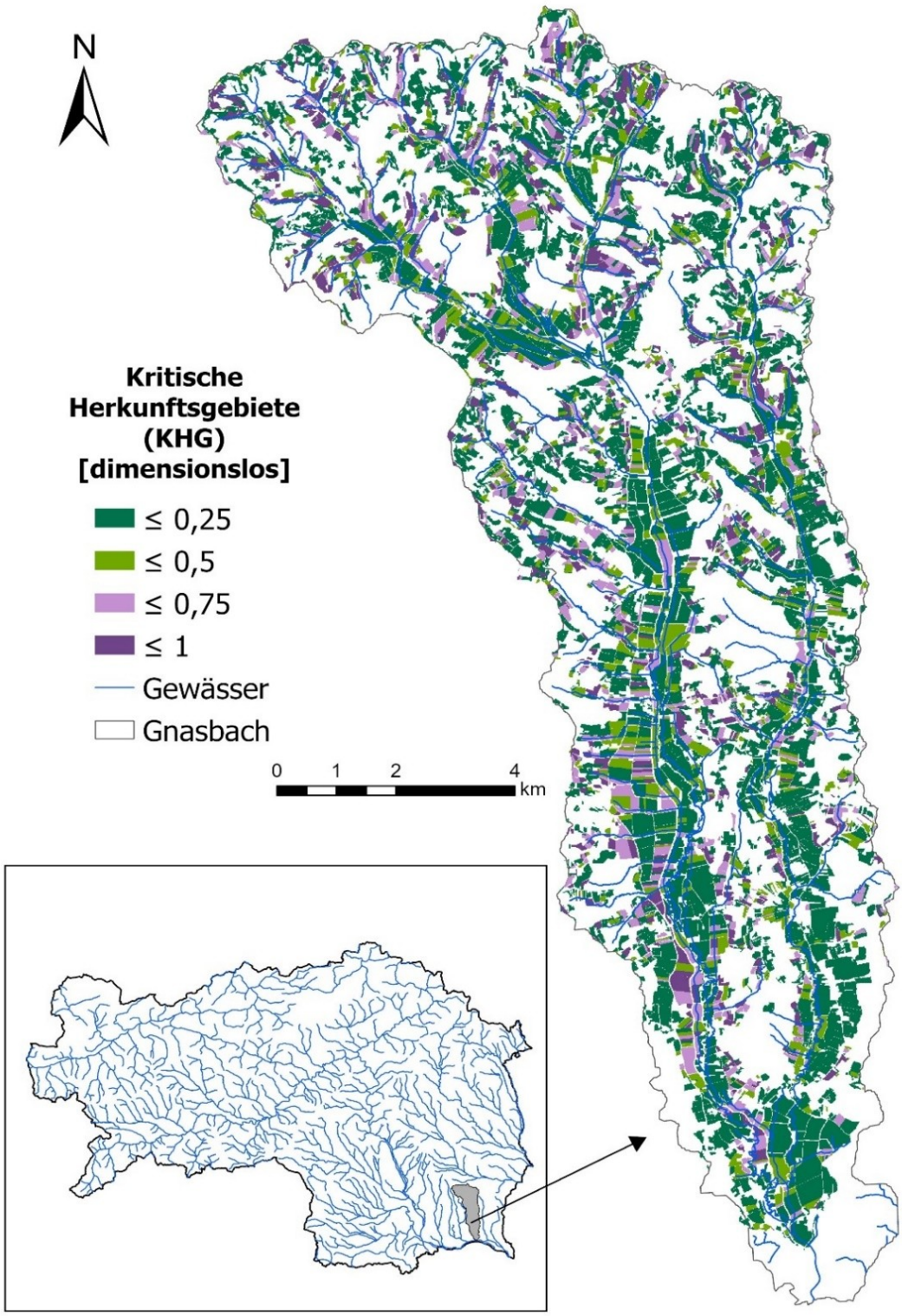
5.4.4 Kritische Herkunftsgebiete

Kritische Herkunftsgebiete (KHG) sind jene Gebiete, die zu einem hohen diffusen flächenspezifischen Phosphoreintrag in die Gewässer führen. Das Konzept der kritischen Herkunftsgebiete besagt, dass etwa 80 % des PP-Transports aus 20 % der Fläche stammen. Durch die Implementierung von wirksamen Maßnahmen an diesen Flächen kann folglich ein effektiver Erosionsschutz erreicht werden, was sich positiv auf die Gewässergüte auswirkt (Hepp et al.,2022).

Für die Ausweisung der KHG wird die mit RPhosFate berechnete effektive PP-Zellfracht verwendet und mit Hilfe der Zonenstatistik der Beitrag der einzelnen Schläge zum gesamten PP-Eintrag in die Gewässer berechnet. Die effektive Zellfracht gibt an, wie viel jede Rasterzelle im EZG zur gesamten Phosphorfracht im Gewässer beiträgt. Anschließend wird mit Hilfe der Fuzzy Logic Membership-Funktion bestimmt, welche Schläge als „kritisch“ gelten und somit zu einem hohen PP-Eintrag führen. Den Schlägen wird ein dimensionsloser Wert zwischen 0–1 zugewiesen, Schläge mit einem Wert >0,5 gelten als „kritisch“ (Hepp et al., 2022; Strenge et al., 2022).

Abbildung 47 stellt beispielhaft die Ausweisung der KHG im EZG Gnasbach in der Steiermark für den Modelllauf V2 dar. In den Bereichen, in denen der dimensionslose Faktor >0,5 ist, wurde ein KHG ausgewiesen und in einem Violettton dargestellt. Die Möglichkeit, dass ein KHG vorliegt, steigt mit dem Faktor. Dies wird durch den Verlauf von hellviolett nach dunkelviolett verdeutlicht.

Abbildung 47: Kritische Herkunftsgebiete (KHG) im EZG Gnasbach in der Steiermark.



Erläuterung: Der Übergang von grün zu violett zeigt die zunehmende Möglichkeit, dass es sich um ein kritisches Herkunftsgebiet (KHG) handelt. Die Möglichkeit, dass es sich um ein kritisches Herkunftsgebiet handelt, wird durch einen dimensionslosen Faktor von 0–1 dargestellt. Flächen mit einem Faktor >0,5 sind als jene 20 % der Flächen definiert, von denen etwa 80 % der PP-Einträge zu erwarten sind.

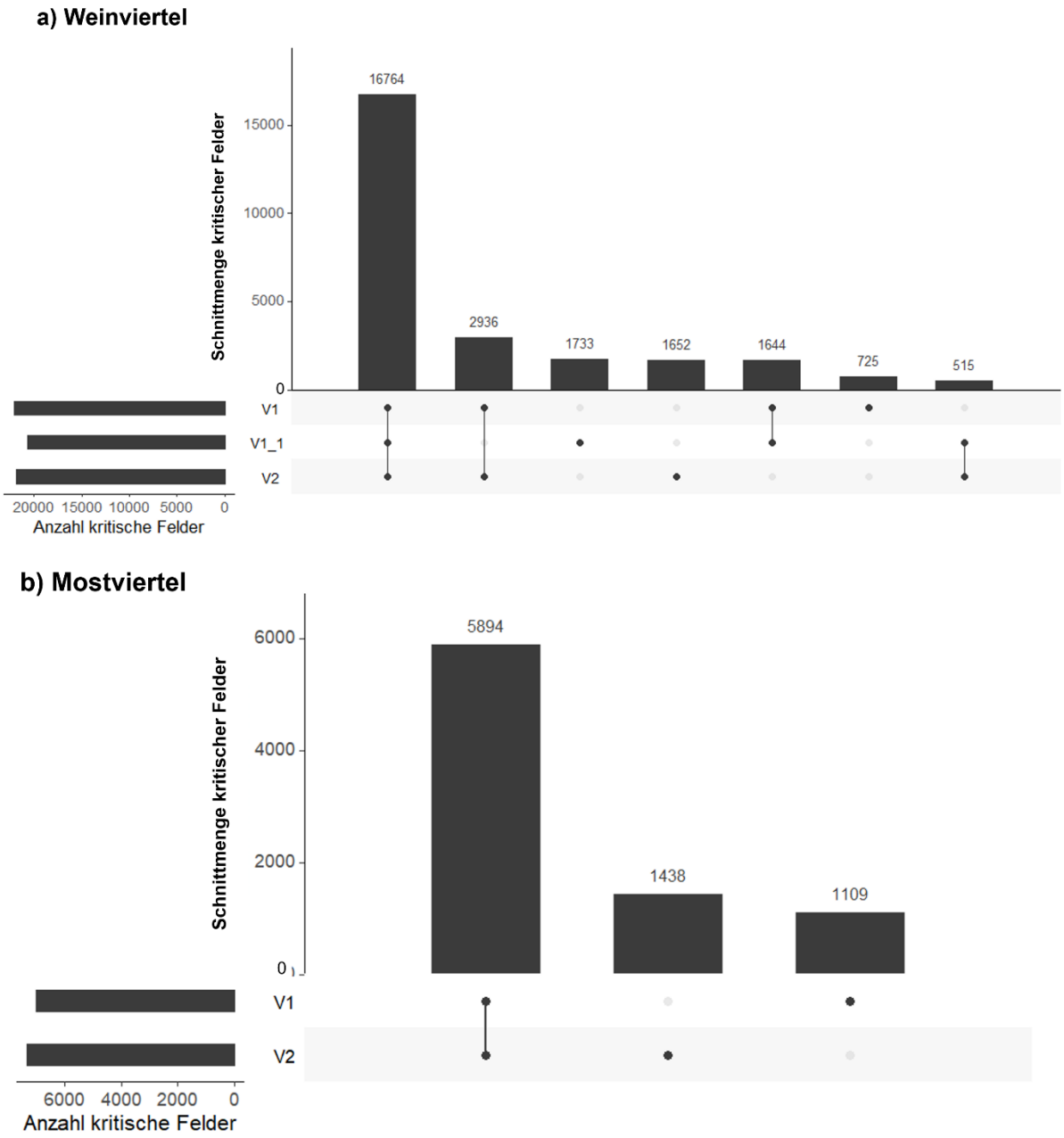
Zur Überprüfung der KHG-Ausweisung der einzelnen Modellläufe wurde für die Modellregionen Steiermark, Weinviertel und Mostviertel jeweils ein Upset-Plot erstellt. Damit wurde die Leistungsfähigkeit des Modells nicht nur anhand der Kalibrierungsergebnisse (K_{ob}), sondern auch anhand der ausgewiesenen KHG überprüft.

Abbildung 48 zeigt die Schnittmenge der ausgewiesenen KHG pro Modelllauf. Die Schnittmenge beschreibt die KHG die in den verschiedenen Modellläufen auf den gleichen Schlägen ausgewiesen wurden. Beispielsweise wurden im Weinviertel (Abbildung 48 a) in den Modellläufen V1 und V2 auf 2936 Schlägen KHG ausgewiesen, die im Modelllauf V1_1 nicht ausgewiesen wurden. Da die Kalibrierungsergebnisse (Kapitel 5.4.3) für diesen Modelllauf (V1_1) schlechter ausfielen, kann auch hier davon ausgegangen werden, dass die Ausweisung von KHG nach V1 und V2 eine bessere Modellleistung abbildet.

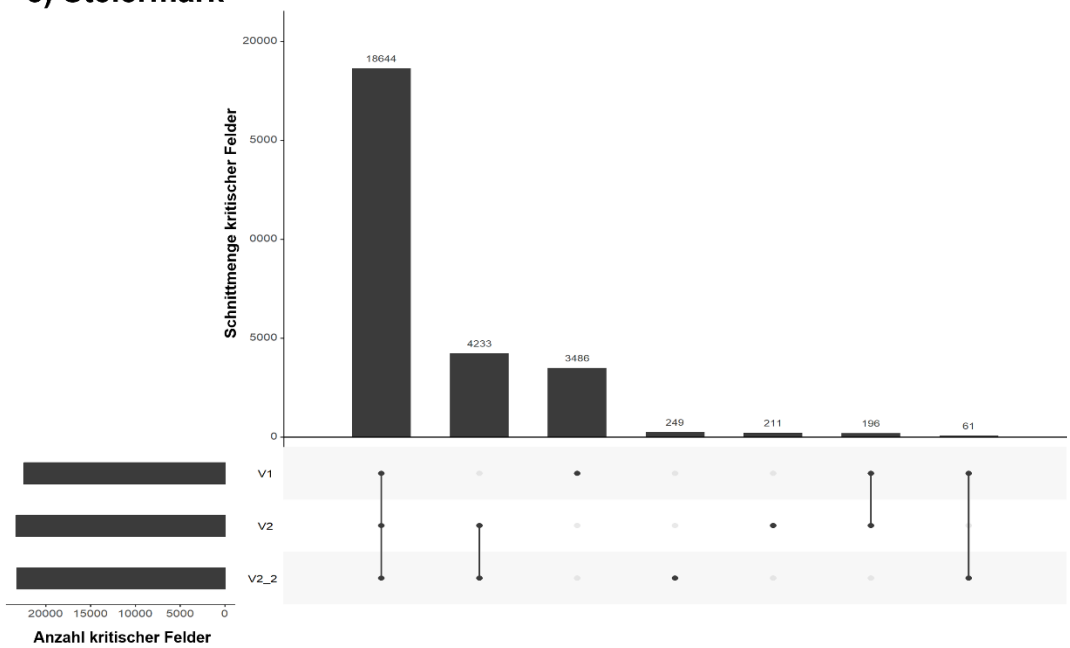
Abbildung 48 b zeigt, dass im Mostviertel die Modellläufe sehr ähnliche Flächen als KHG ausweisen. In dieser Hinsicht gab es also kaum Unterschiede zwischen den Ansätzen. Da jedoch der Modelllauf V2_1 bessere Kalibrierungswerte lieferte, wurden die kalibrierten Ergebnisse von V2_1 (Kapitel 5.4.3) für die Szenarienmodellierung verwendet.

In der Steiermark (Abbildung 48 c) zeigt sich eine hohe Übereinstimmung der KHG-Ausweisung zwischen den Modellläufen V1, V2 und V2_2. Vergleicht man die Modellläufe V2 und V2_2 miteinander, so zeigt sich, dass es nur zu einer minimalen Änderung der KHG-Ausweisung kommt. Dies bestätigt die Ergebnisse der Kalibrierungsparameter (siehe Kapitel 5.4.3), dass die Annahme eines Gewässers ab einer gewichteten Abflusssumme größer 600 (Modellläufe V2_2) zu keinen signifikanten Änderungen der Ergebnisse führt.

Abbildung 48 a-c: UpSet-Plot für die Ausweisung von kritischen Herkunftsgebieten durch verschiedene Modellläufe. Der schwarze Balken stellt die Schnittmenge der Felder dar, die in den Modellläufen als KHG ausgewiesen wurden. Die schwarzen Linien mit Punkten bzw. die Punkte zeigen, welche Modellläufe für die Ausweisung der kritischen Herkunftsgebiete herangezogen wurden.



c) Steiermark



5.4.5 Übernahme von RPhosFate Ergebnissen in MoRE

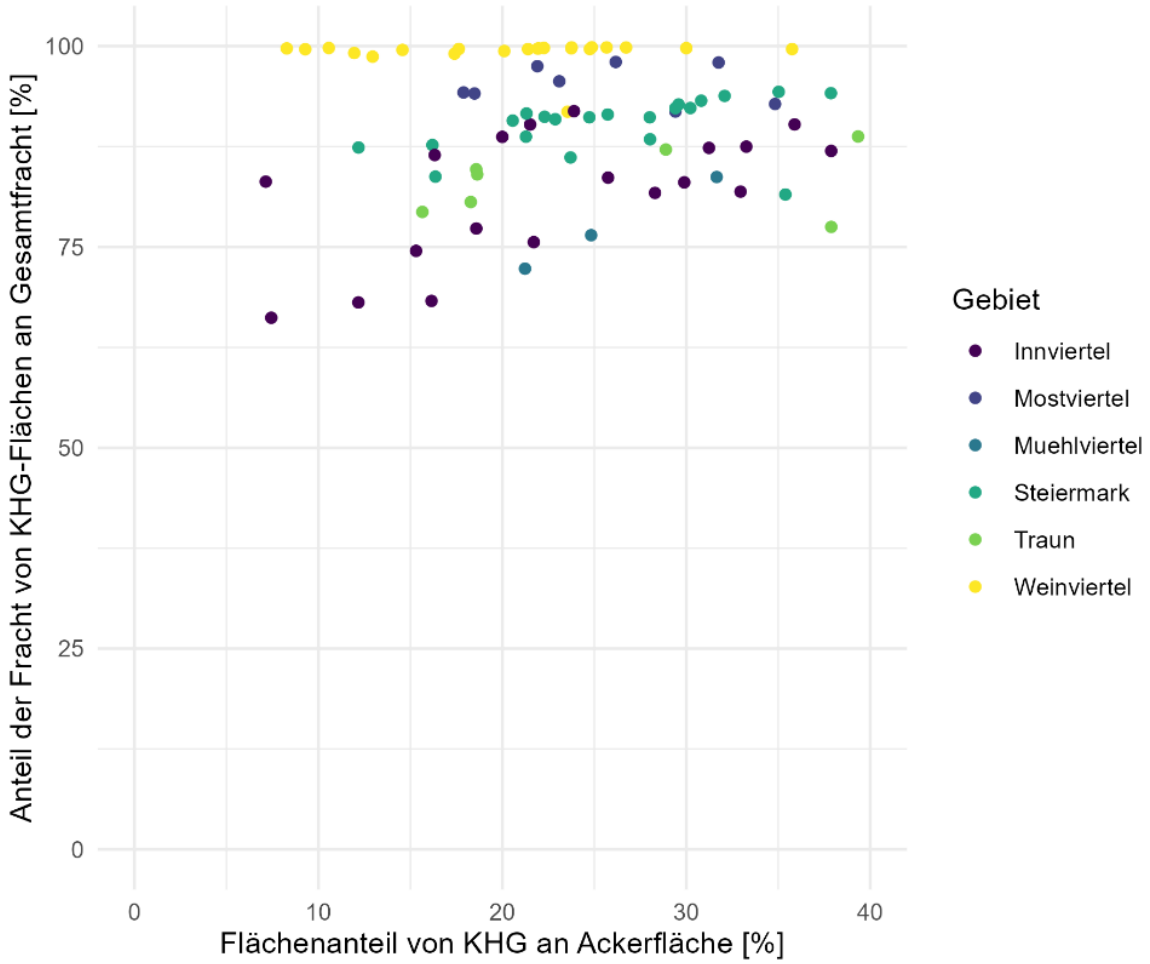
Das MoRE-Modell arbeitet auf der Ebene von Teileinzugsgebieten, RPhosFate wurde für ganze Einzugsgebieten aufgesetzt. Aufgrund der Berechnung mit Rasterzellen können die Ergebnisse auch auf andere/kleinere Einheiten eines Einzugsgebietes übertragen werden. Um die Ergebnisse von RPhosFate in MoRE übernehmen zu können, ist es daher erforderlich, die RPhosFate-Ergebnisse auf die MoRE-Teileinzugsgebiete zu übertragen. Dies bedeutet, dass für jeden Auslasspunkt eines MoRE-Teileinzugsgebietes bzw. einer Analytical Unit Ergebnisse aus RPhosFate für die Ist-Situation (aktueller Schwebstoff- bzw. PP-Transport), aber auch für die jeweiligen Szenarien (geänderter Schwebstoff bzw. PP-Transport) bereitgestellt werden müssen, um in MoRE weiter verwendet werden zu können.

Die Kalibrierungsergebnisse und die ermittelten KHG-Flächen wurden von den RPhosFate-Gebieten übernommen. Bei der Modellierung mit RPhosFate wurden für jedes Teileinzugsgebiet alle hydrologisch höher liegenden Teileinzugsgebiete miteinbezogen. Um die Emissionen der einzelnen Teileinzugsgebiete zu bestimmen, wurde anschließend die Differenz gebildet. Welche Teileinzugsgebiete sich in welchen Einzugsgebieten und Regionen befinden, ist in Anhang 6 – EZG – Teileinzugsgebiete angeführt.

Durch diese neue Aufteilung kommt es in einigen Teileinzugsgebieten vor, dass deutlich mehr oder weniger als 20 % der jeweiligen Ackerfläche als KHG-Flächen ausgewählt wurden. Eine Übersicht über den Flächenanteil der KHG-Flächen in den Teileinzugsgebieten und

der Anteil der resultierenden PP-Emissionsfrachten, der diesen KHG-Flächen jeweils zuzuordnen ist, ist in Abbildung 49 dargestellt. Auffällig ist dabei, dass im Weinviertel fast 100 % der Fracht von KHG-Flächen stammen. Es handelt sich dabei hauptsächlich um Flächen, die direkt an Gewässer grenzen. Im Weinviertel gibt es viele Ackerflächen, die keine direkte Verbindung zum Gewässer haben. Deren Emissionen werden in nachfolgenden Ackerflächen zurückgehalten und tragen daher kaum zur Gesamtemission bei.

Abbildung 49: Zusammenhang zwischen Flächenanteil [%] und Anteil an der PP-Gesamtfracht [%], der über KHG-Flächen in den Teileinzugsgebieten emittiert wird.



6 Szenarienanalyse zur Darstellung von Maßnahmenwirksamkeiten

6.1 Szenariendefinition

Für die Konzeption der Szenarienanalyse wurden unterschiedliche Hintergrundinformationen verwendet (Bodenabtrag; Stickstoff-Überschuss; Kläranlagenabläufe).

Die Ausweisung der mit RPhosFate berechneten Szenarien für den Erosionsschutz stellen den Schwerpunkt der Szenarienuntersuchungen für Phosphor dar.

Die Definition, Auswahl und Wirksamkeit dieser Szenarien werden im Detail in den folgenden Kapiteln dargestellt. Die mit RPhosFate berechneten Ergebnisse der Szenarien zur Reduktion der partikulären Phosphoreinträge wurden auf die Teil-Einzugsgebiete des MoRE - Modells aggregiert und direkt über eine prozentuale Reduktion der Einträge aus dem Eintragspfad der erosiven Einträge aus der landwirtschaftlichen Fläche in das Modell MoRE übernommen. Der neuerliche Modelllauf mit MoRE wird dazu genutzt, um eine Abschätzung des Einflusses der Szenarien in Bezug auf eine Risikoverfehlung darzustellen.

Neben den Szenarienergebnissen für eine Minderung des Bodenabtrages in RPhosFate, die sich auf eine eingeschränkte Anzahl von Einzugsgebieten bezieht, für die eine detaillierte Erosionsmodellierung mit RPhosFate durchgeführt wurde, wurde eine weitere Maßnahme im Bereich der Einträge aus kommunalen Kläranlagen ausgewiesen. Somit wurden aktuelle Modellergebnisse aus der Risikoanalyse (Kapitel 4.4) und aus der Regionalspezifischen Analyse (Kapitel 4.5) berücksichtigt, die insbesondere den erosiven Eintrag von landwirtschaftlichen Flächen, aber in der Risikoregion der Grabenlandbäche auch den Eintrag von Kläranlagen als einen dominanten Eintragspfad ausweist.

Die technische Umsetzung der aus RPhosFate erhaltenen Ergebnisse, die auf Einzugsgebietsebene und für jedes Szenario vorliegen, erfolgte durch eine Übernahme des berechneten relativen Anteils der Reduktion von Phosphor in MoRE. Dazu wurde eine Maßnahmenvariable angelegt, die für jedes Szenario die berechneten Phosphor-Reduktionen von landwirtschaftlichen Nutzflächen überführt.

Neben den detaillierten Szenarien und Szenarienkombinationen zur Reduktion der Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen wurde ein weiteres Szenario betrachtet, das die möglichen Auswirkungen einer weitergehenden Phosphoreliminierung auf kommunale Kläranlagen beinhaltet (SZ_P_PQ).

Die neue EU-Kommunalabwasserrichtlinie (KARL) schreibt vor, dass alle kommunalen Kläranlagen großer 10.000 EW spätestens bis zum Jahr 2045 einen maximale Phosphorkonzentration von 0,7 mg/l im Kläranlagen-Ablauf aufweisen. In den Risikogebieten gibt es jedoch nur eine Kläranlage mit einer Ablaufkonzentration von über 0,7 mg/l: AWV Grazerfeld ARA Wildon (Mittelwert 2015–2020 ist 0,717 mg/l).

Daher wurde in Anlehnung an Szenarioanalysen, die im Zuge von Emissionsmodellierungen in Oberösterreich durchgeführt wurden, ein strengeres Szenario gewählt, bei dem die Ablaufkonzentration für kommunale Kläranlagen >5.000 EW auf 0,5 mg P/l reduziert wurde.

Die technische Umsetzung des Szenarios erfolgte über Auswertungen von EMREG-OW für die Jahre 2015–2020 (zur Unterstützung der Szenariodefinition) und eine Reduktion der Ablaufwerte der Kläranlagen >5.000 EW auf 0,5 mg P/l in MoRE.

Für **Stickstoff** wurden Maßnahmenszenarien ausgewiesen, die auf der Annahme von kontinuierlichen, konstanten aktuellen Stickstoffüberschüssen oder einer weiteren Reduktion der aktuellen N-Überschüsse (2015–2020) fußen. Hier wurden Eingangsparameter entsprechend der Szenariodefinition verändert und der neuerliche Modelllauf mit MoRE dazu genutzt, um eine Abschätzung des Einflusses der Szenarien in Bezug auf eine Risikoverfehlung darzustellen.

Die Stickstoffüberschüsse haben einen direkten Einfluss auf die Emissionen aus den Drainagen (aktuelle Stickstoffüberschüsse in der Modellperiode), beeinflussen aber auch die Einträge aus dem Grundwasser – hier in Abhängigkeit von der Grundwasserverweilzeit, die durch den Eingangsdatensatz der Stickstoff-Langzeitüberschüsse abgebildet wird. Insgesamt wurden drei Szenarien zur Darstellung einer möglichen Reduktion der Stickstoffemissionen entwickelt:

- **SZ_N_Überschuss_1**: In diesem Szenario werden die aktuellen Überschüsse mit den Langzeitüberschüssen gleichgesetzt; dieses Szenario setzt voraus, dass in jedem Einzugsgebiet in Zukunft keine Veränderung der Stickstoffüberschüsse auftritt und somit der Ist-Zustand über einen Zeitraum der Grundwasserverweilzeiten aufrecht-

erhalten wird. In einzelnen, wenig belasteten Einzugsgebieten können dabei die aktuellen Stickstoffüberschüsse auch jene der Langzeitüberschüsse übertreffen, wodurch es hier zu einer Erhöhung der Langzeitüberschüsse und Emissionen über das Grundwasser kommen kann. Dieser Effekt kann einfach umgangen werden, indem man den Effekt der Maßnahme in diesen Einzugsgebieten auf null setzt. Der Betrachtungszeitraum der Maßnahmenwirksamkeit ist abhängig von der Verweilzeit in jedem Einzugsgebiet und tritt erst vollständig nach Überschreiten der Grundwasserverweilzeit auf, die Verweilzeit ist im Modell in Fünfjahresschritten von fünf Jahren bis 40 Jahren angelegt. In den in der Risikoanalyse ausgewiesenen Risikogebieten zeigen sich hohe Verweilzeiten: Von sieben betrachteten Einzugsgebieten liegen fünf zwischen 30 und 40 Jahren. Da die aktuellen N-Überschüsse nicht verändert werden, bezieht sich die Wirksamkeit der Maßnahmen ausschließlich auf die Einträge über das Grundwasser.

- **SZ_N_Überschuss_2**: In diesem Szenario wird der Betrachtungszeitraum auf 2030 begrenzt. Hier wird angenommen, dass die aktuellen N-Überschüsse ausgehend von der Periode 2015–2020 noch bis zum Jahr 2030 konstant bleiben. Da die aktuellen N-Überschüsse nicht verändert werden, sondern ausschließlich die Langzeitüberschüsse entsprechend ihrer Verweilzeit reduziert werden, bezieht sich die Wirksamkeit ausschließlich auf die Einträge über das Grundwasser. Die Ergebnisse sollen Auskunft darüber geben, wie sich die Situation im Falle einer etwa gleichbleibenden Bewirtschaftung kurzfristig auswirken.
- **SZ_N_Überschuss_3**: Auch das dritte Szenario ist auf den Betrachtungszeitraum bis 2030 begrenzt. Hier wird angenommen, dass die aktuellen N-Überschüsse ausgehend von der Periode 2015–2020 bereits um 30 % niedriger wären und diese bis zum Jahr 2030 konstant um 30 % niedriger blieben. Somit erfolgt eine Reduktion der aktuellen N-Überschüsse um 30 % und eine Reduktion der Langzeitüberschüsse in Abhängigkeit ihrer Verweilzeit. Da die aktuellen N-Überschüsse und die Langzeitüberschüsse verändert werden, bezieht sich die Wirksamkeit dieses Szenarios auf die Einträge über die Drainagen und das Grundwasser. Die Ergebnisse jenes Szenarios sollen Auskunft darüber geben, wie sich weitere Reduktionen im Bereich der Stickstoffüberschüsse kurzfristig auswirken.

Für Kläranlagen wurden keine Szenarien zur Reduktion der Stickstoff-Einträge berechnet. Die neue KARL schreibt vor, dass alle kommunalen Kläranlagen großer 10.000 EW spätestens im Jahr 2045 eine Entfernungsrate von 80 % im Ablauf aufweisen. In den betrachteten Risikogebieten und den oberhalb gelegenen Einzugsgebieten wurde nur eine KA mit einer Größe >10.000 EW mit einer mittleren Entfernungsrate unter 80 % in den Jahren 2017–

2020 ausgewiesen (ARA GAV Mittleres Rußbachtal MI, Mittelwert 75 %). Ein weitergehendes Szenario wurde in diesem Fall nicht ausgewiesen.

6.2 Definition von Szenarien für den Erosionsschutz und Implementierung in RPhosFate

6.2.1 Vorstellung der Szenarien

In mehreren Regionen Österreichs besteht weiterhin ein erhebliches Risiko, dass die Ziele der WRRL für einen guten ökologischen und chemischen Zustand bis 2027 nicht erreicht werden könnten. Nach wie vor zählt die diffuse Verschmutzung aus der Landwirtschaft, insbesondere durch Phosphor, zu den Hauptursachen für die hohe Belastung der Gewässer. Phosphor gelangt vor allem durch Erosion von landwirtschaftlichen Flächen in die Oberflächengewässer und kann dort in pflanzenverfügbaren gelösten Phosphor umgewandelt werden. Allein zwischen 2003 und 2018 verdoppelte sich die von Erosion betroffene landwirtschaftliche Fläche, was auf den vermehrten Anbau von erosionsanfälligen Kulturen wie Mais und Soja zurückzuführen ist (BMLRT, 2021).

Um die Ziele der WRRL zu erreichen und die Gewässerqualität nachhaltig zu verbessern, ist es erforderlich, gezielte Maßnahmen zur Reduktion der Erosion auf landwirtschaftlichen Flächen zu setzen. Dabei wurden im Rahmen des Projekts "STOBIMO 2025" konkrete Maßnahmenszenarien implementiert und eine Modellierung mit RPhosFate durchgeführt, um die Maßnahmenwirksamkeit der Szenarien zu bewerten. Durch den Vergleich des partikulären Phosphortransports (PP-Transport) ohne und mit den gesetzten Maßnahmen konnte die Reduktion quantifiziert und die Maßnahmeneffizienz nachvollzogen werden.

Folgende Maßnahmenszenarien wurden für die Bewertung von Erosionsschutzmaßnahmen definiert und in RPhosFate implementiert (Zusammenfassung siehe Tabelle 21):

- **Gewässerrandstreifen (GRS):**
  Gewässerrandstreifen sind Pufferstreifen zwischen Äckern und Gewässern, die vor PP-Einträgen in Gewässer schützen, indem sie erodiertes Material (partikulärer Phosphor) zurückhalten (BMLRT, 2021).
  Zur Bewertung der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen wurde in einem ersten Modellszenario (GRS) ein 20 m breiter Pufferstreifen ausgewiesen, sofern eine Ackerfläche an ein Gewässer grenzt und noch kein entsprechender Pufferstreifen

vorhanden war. Für die Ausweisung der Gewässerrandstreifen wurde eine geographische Nachbarschaftsanalyse mit dem Geoinformationsprogramm ArcGIS Pro (ESRI, 2011) durchgeführt, bei der die Nähe von Gewässerzellen zu Ackerzellen untersucht wurde. Zur Modellierung der Pufferstreifen wurden auf den ausgewiesenen Flächen der Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (CFa) sowie der Rauhigkeitsbeiwert (Manning-Wert) auf 0,01 bzw. 0,24 angepasst und eine erneute Modellierung durchgeführt. Diese Werte entsprechen einer Landnutzung als Grünland.

- **Gewässerrandstreifen auf kritische Herkunftsgebiete (GRS-KHG):**
  In diesem Szenario wurden nur die Ackerflächen berücksichtigt, die in der Ausgangsmodellierung ohne Maßnahmen als kritische Herkunftsgebiete ausgewiesen wurden (siehe Kapitel 0). Die Methodik zur Ausweisung von Maßnahmenflächen und Modellierung entspricht der von GRS, mit der Ausnahme, dass nur KHG-Flächen in die geographische Nachbarschaftsanalyse einbezogen wurden.
- **Straßenrandstreifen (SRS):**
  Straßenrandstreifen sind Pufferstreifen entlang von Straßen. Die Einrichtung von Pufferstreifen entlang von Straßen ist eine wichtige Maßnahme zur Vermeidung von PP-Einträgen in Gewässer über hydraulische Kurzschlüsse (unterirdische Straßenabläufe wie Gullys und Rohrdurchlässe). In diesem Szenario werden Straßenrandstreifen an jenen Straßen umgesetzt, an denen auch eine unterirdische Ableitung angenommen wird.
  Zur Abschätzung der Wirksamkeit von Straßenrandstreifen wurde in einem ersten Modellszenario (SRS) ein 20 m breiter Pufferstreifen ausgewiesen, wenn eine Ackerfläche oberhalb einer Straße an die Straße grenzt und noch kein entsprechender Pufferstreifen vorhanden war. Für Ackerflächen, die unterhalb der Straßen liegen, sollen jedoch keine Pufferstreifen (Straßenrandstreifen) ausgewiesen werden. Um hier zu unterscheiden, wurde als Approximation ein Streifen nur dann als oberhalb der Straße liegend angenommen, wenn dort eine Abflussakkumulation von mindestens fünf darüberliegenden Zellen auftritt.
  Die Ausweisung der Flächen erfolgte nach der gleichen Methode, wie sie bereits für das GRS angewendet wurde, nur dass statt Gewässerzellen die Nähe von Straßenzellen an Ackerzellen überprüft wurde. Für die Modellierung der Pufferstreifen wurden auf den ausgewiesenen Flächen der Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (CFa) sowie der Rauhigkeitsbeiwert (Manning-Wert) auf 0,01 bzw. 0,24 angepasst und eine erneute Modellierung durchgeführt. Diese Werte entsprechen der Landnutzungskategorie Grünland.

- **Straßenrandstreifen auf kritische Herkunftsgebiete (SRS-KHG):**
  Hier wurden nur Ackerflächen berücksichtigt, die als kritische Herkunftsgebiete definiert wurden. Auch hier wurde die gleiche Ausweisungs- und Modellierungsmethodik wie bei den SRS angewandt, jedoch erfolgte diese nur auf KHG-Schlägen.
- **Maßnahmenkombination aus Gewässerrandstreifen und Straßenrandstreifen auf kritischen Herkunftsgebieten (GRS-SRS-KHG):**
  In diesem Szenario wird die kombinierte Wirkung von Gewässerrandstreifen (GRS) und Straßenrandstreifen (SRS) auf den kritischen Herkunftsgebieten (KHG – siehe Kapitel 0) überprüft. Die bereits angepassten Rasterdaten für den Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (CFa) sowie der Rauhigkeitsbeiwert (Manning-Wert) aus den Szenarien GRS KHG und SRS KHG werden zu einem gemeinsamen Datensatz kombiniert. Dies ermöglicht die Maßnahmenwirksamkeit aller auf KHG etablierten Pufferstreifen zu überprüfen.
- **Begrünte Abflusswege (BFW_V1):**
  Die Begrünung von bevorzugten Abflusswegen (BFW) ist eine wirksame Maßnahme zur Reduktion erosionsbedingter Phosphoreinträge (PP-Einträge) in Gewässer. Im Rahmen des Projektes „Begrünte Fließwege.at“ wurden Flächen in erosionsgefährdeten Einzugsgebieten identifiziert, auf denen die Begrünung von Abflusswegen besonders effektiv ist, um Phosphoreinträge zu verringern (Strenge et al., 2022). Diese Flächen wurden als Geodaten (Shapefile) „Begrünte Abflusswege.shp“ erfasst und online zur Verfügung gestellt (BML, 2022).
  Zur Darstellung der Auswirkungen dieser Maßnahme im Modell wurden die ausgewiesenen BFW-Flächen in die Inputdaten integriert. Hierfür wurden der Bearbeitungsfaktor (CFa) und der Manning-Rauhigkeitsbeiwert auf 0,01 bzw. 0,24 angepasst. Diese Werte entsprechen der Landnutzungskategorie Grünland.
  Die begrünten Abflussflächen wurden dann mit den ursprünglichen Inputdaten (CFa und Manning) verschmolzen, um die Wirkung der Begrünung auf die Reduktion der Phosphoreinträge zu modellieren.
- **Begrünte Abflusswege mit weniger Fläche (BFW_V2):**
  Die in BFW_V1 definierten Flächen sind 30 m breit. Für eine Umsetzung der Maßnahme ist allerdings nur eine Breite von 10 m gefordert. Die Positionierung kann nicht vorhergesagt werden, daher wurde wie folgt vorgegangen: Die Modellierung wurde ident zu BFW_V1 durchgeführt. Bei der Auswertung des Flächenbedarfs wurde nur ein Drittel der Fläche angenommen.
- **Begrünte Abflusswege neu ermittelt (BFW_V3):**
  Dieses Szenario stellt eine alternative Bestimmung von begrünten Fließwegen dar. Für jedes Gebiet wurde das 99 % Quantil der Phosphorakkumulation auf allen Acker-

flächen erstellt. Alle Flächen auf Ackern mit einer höheren PP-Akkumulation, die aus mindestens 5 Rasterzellen bestehen, wurden als Maßnahmenflächen ausgewiesen. Daraus entstehen begrünte Abflusswege mit einer Breite von 10 m. Die Implementierung dieser Flächen in das Modell erfolgte analog zu BFW_V1.

- **Anpassung der Fruchtfolge bei Hackfrüchten (HFV):**
  Hackfrüchte wie Mais und Soja sind erosionsanfällige Kulturen, aber auch wichtige Produkte der Landwirtschaft, und können daher nicht ohne weiteres durch andere, weniger erosionsanfällige Kulturen ersetzt werden. Um jedoch die Erosion in den ausgewiesenen kritischen Herkunftsgebieten, d.h. Flächen mit hohen flächenspezifischen diffusen Phosphoreinträgen in die Gewässer, zu reduzieren, wurde ein Maßnahmenszenario zur Anpassung der Fruchtfolge und zum Ersatz erosionsanfälliger Kulturen auf KHG durch weniger erosionsanfällige Kulturen umgesetzt.
  Zur Umsetzung dieser Maßnahme wurde die Fruchtfolge der Modelljahre 2015–2020 auf den kritischen Herkunftsflächen angepasst. Dort, wo bisher Mais oder Soja angebaut wurden, wurde die Fruchtfolge auf weniger erosionsanfällige Kulturen umgestellt: Wintergerste ersetzte Körnermais und Soja, Kleegras ersetzt Silomais. Für diese neuen Kulturen wurden der Bodenbedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (CFa) sowie der Rauhigkeitsbeiwert (man) entsprechend angepasst: Wintergerste (CFa = 0,147; Manning-Wert = 0,177) und Kleegras (CFa = 0,07; Manning-Wert = 0,187) und eine neue Modellierung durchgeführt. Die Einschränkung der Nutzung ist in diesem Szenario weniger stark, da die Nutzung als Acker weiter bestehen bleibt.
- **Etablierung von Vorgaben der Europäischen Renaturierungsverordnung (RNVO):**
  Die im März 2024 verabschiedete EU-Renaturierungsverordnung verpflichtet die EU-Mitgliedstaaten, Maßnahmen zum Schutz und zur Wiederherstellung von Ökosystemen umzusetzen, um insbesondere die Gewässer vor weiteren Nährstoffeinträgen, wie dem erosionsbedingten PP-Transport, zu schützen. Eine wirksame Strategie zur Reduzierung der Phosphor (PP)-Fracht ist die Stilllegung und Umwandlung von Ackerflächen in Grünland oder Grünbrache, insbesondere auf Flächen mit hoher Erosionsgefährdung. Gemäß Art. 4(2) Renaturierungsverordnung sollen bis 2050 Maßnahmen auf 20 % der Fläche umgesetzt werden. Bis 2030 sollen auf einem Drittel dieser Flächen (7 %) Maßnahmen durchgeführt werden. Für die Szenarienanalyse mit dem Modell RPhosFate wurde nun untersucht, wie sich die Umsetzung von Begrünungsmaßnahmen auf 7 % der Ackerflächen auf die Gewässergüte auswirkt. Zur Implementierung dieser Maßnahme im Modell wird angenommen, dass 7 % der Ackerflächen, die zum höchsten PP-Eintrag beitragen (also zu den KHG gehören), in Grünflächen umgewidmet werden. Modelltechnisch geschieht dies durch Anpassung des Bodenbedeckungsfaktors (CFa) und des Rauhigkeitskoeffizienten

(Manning-Wert) auf den ausgewiesenen Flächen auf 0,01 bzw. 0,24 und eine erneute Modellierung.

- **Maßnahmenkombination:**
  Straßenrandstreifen, Gewässerrandstreifen; Hackfrüchteverzicht und begrünte Abflusswege auf kritischen Herkunftsgebieten (GRS-SRS-HFV-BFW-KHG).
  Um die Wirksamkeit der Maßnahmenkombination Straßen- und Gewässerrandstreifen auf kritischen Herkunftsgebieten, Fruchtfolgeanpassung und begrünte Abflusswege (BFW_V1) zu bewerten, wurden die Eingangsdaten dieser Maßnahmen zu einem gemeinsamen Datensatz zusammengeführt und modelliert.

Tabelle 21: Maßnahmenszenarios, Maßnahmen und Verortung von ausgewiesenen Maßnahmen in den MoRE-EZG.

Maßnahmenszenario	Maßnahmen	Verortung
GRS	Erweiterung auf Gewässerrandstreifen von 20 m Breite überall, wo ein Acker an einem Gewässer angrenzt und nicht bereits ein 20 m breiter Pufferstreifen vorhanden ist; bestehende GRS werden beibehalten	Alle Schläge
GRS-KHG	Gewässerrandstreifen 20 m Breite überall, wo ein Acker an einem Gewässer angrenzt und nicht bereits ein 20 m breiter Pufferstreifen vorhanden ist	KHG-Schläge
SRS	Straßenrandstreifen oberhalb von Straßen, 20 m breit zwischen Acker und Straße	Alle Schläge
SRS-KHG	Straßenrandstreifen 20 m breit zwischen Acker und Straße	KHG-Schläge
GRS-SRS-KHG	Maßnahmenkombination aus SRS-KHG und GRS-KHG	KHG-Schläge
BFW_V1	Begrünte Abflusswege -ÖPUL ausgewiesene begrünte Fließwege	Alle Schläge
BFW_V2	Begrünte Abflusswege -ÖPUL ausgewiesene begrünte Fließwege mit geringerer Fläche	Alle Schläge
BFW_V3	Begrünte Abflusswege – neue Ermittlung der Flächen	Alle Schläge
HFV	Hackfrüchteverzicht: Hackfrüchte in der Fruchtfolge für die Jahre 2015–2020 auf KHG-Flächen ersetzen Soja und Mais → Wintergerste Silomais → Kleegras	KHG-Schläge

Maßnahmenszenario	Maßnahmen	Verortung
RNG	Anwendung des Renaturierungsverordnung, 7 % der Ackerflächen mit dem höchsten Erosionsrisiko in Grünland umnutzen	KHG-Schläge
GRS-SRS-HFV-BFW-KHG	Maßnahmenkombination aus GRS-KHG, SRS-KHG, Hackfrüchteverzicht, begrünte Abflusswege auf kritischen Herkunftsgebieten	KHG-Schläge + BFW auf allen Schlägen

6.2.2 Beispiel für Verortung der Maßnahmen

In diesem Unterkapitel soll anhand des Ausschnittes eines Teileinzugsgebiets dargestellt werden, wie Maßnahmen verortet werden. Als Beispiel wurde ein Ausschnitt aus dem Teileinzugsgebiet 10645 im Mostviertel gewählt (Abbildung 50). Die Ackerflächen, die über RPhosFate nicht als kritisch ausgewiesen wurden, sind braun und die kritischen Herkunftsgebietsflächen violett gefärbt. Flächen des Ausschnittes, die nicht speziell gekennzeichnet werden (Grünland, Wald, urbane Flächen) sind in Rosa dargestellt. In den darauffolgenden Darstellungen ist die Verortung von Maßnahmen beispielhaft dargestellt. So zeigt Abbildung 51 die Flächen, die im entsprechenden Szenario für Gewässerrandstreifen [hellgrün: unterhalb von der KHG (GRS-KHG) und dunkelgrün: unterhalb von Flächen, die nicht als KHG ausgewiesen sind (GRS ohne GRS-KHG)] und Straßenrandstreifen [orange: unterhalb von KHG (SRS-KHG), gelb: unterhalb von Ackerflächen, die nicht als KHG ausgewiesen sind (SRS ohne SRS-KHG)] genutzt werden sollen. Dabei gilt, ist eine Fläche als SRS-KHG ausgewiesen, so gehört diese auch zu der Gruppe aller SRS (dasselbe gilt bei GRS).

Abbildung 50: Ausschnitt aus dem Teileinzugsgebiet 10645 aus dem Mostviertel mit Darstellung der Ackerflächen, die als kritisches Herkunftsgebiet ausgewählt wurden.

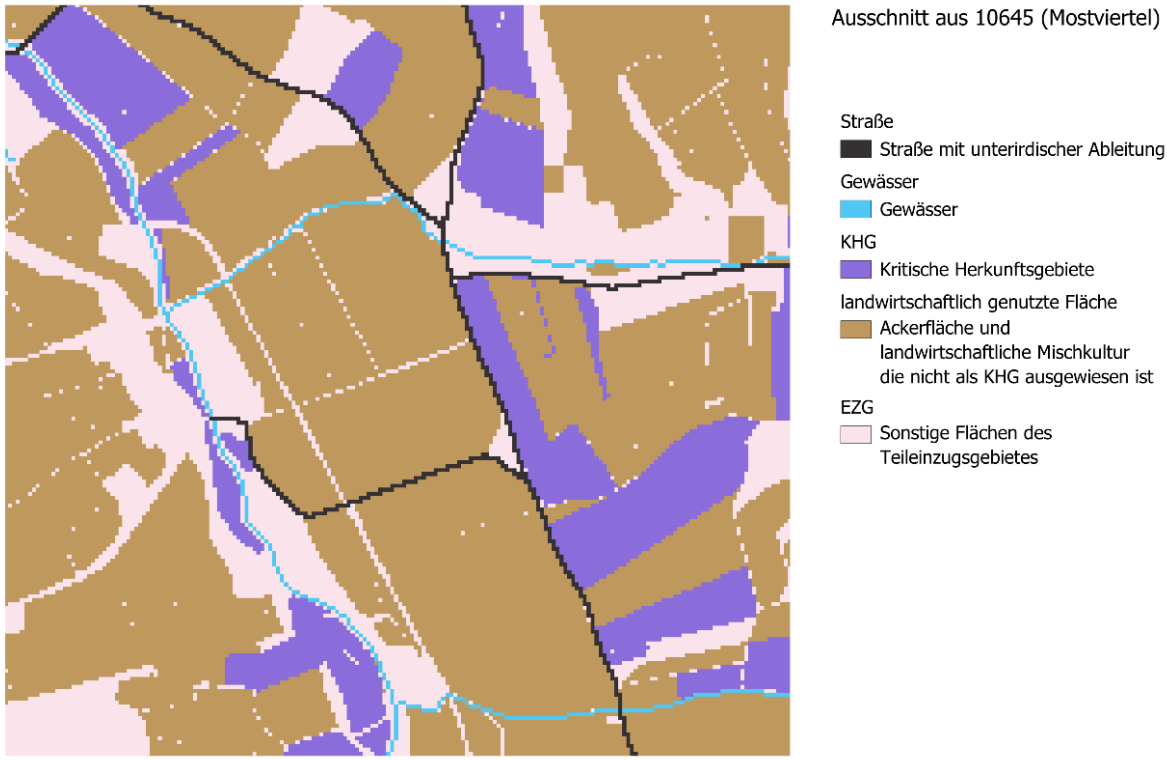


Abbildung 51: Ausschnitt aus dem Teileinzugsgebiet 10645 aus dem Mostviertel mit Darstellung der Flächen für die Maßnahmen mit Gewässer- und Straßenrandstreifen.

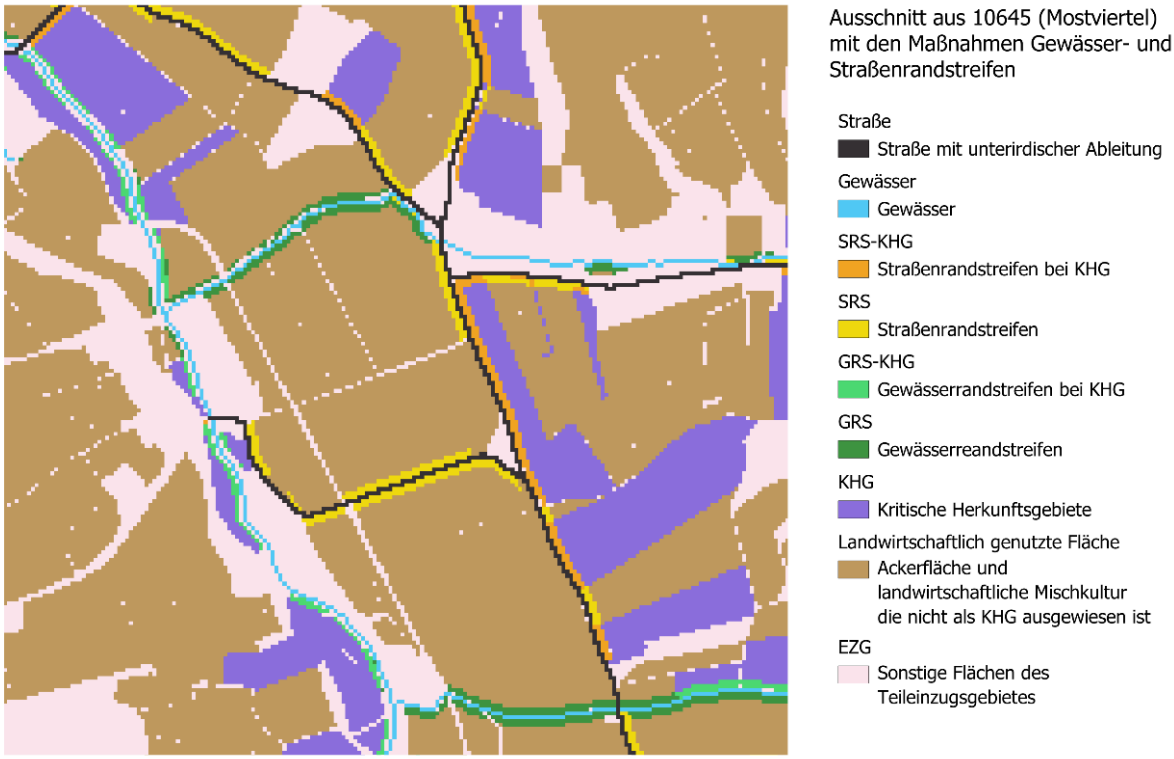


Abbildung 52 zeigt in Pink die Flächen, die im entsprechenden Szenario für einen Hackfrüchteverzicht vorgesehen sind (HFV). Außerdem sind hier in Rot die begrünten Fließwege, die in den Szenarien unter Variante V1 und V3 vorgesehen sind (BFW_V1 und BFW_V3), eingezeichnet.

Abbildung 53 stellt in Türkis die Flächen dar, die im Szenario zur Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen ausgewiesenen wurden (RNG).

Abbildung 52: Ausschnitt aus dem Teileinzugsgebiet 10645 aus dem Mostviertel mit Darstellung der Flächen für die Maßnahmen begrünte Fließwege und Hackfrüchteverzicht.

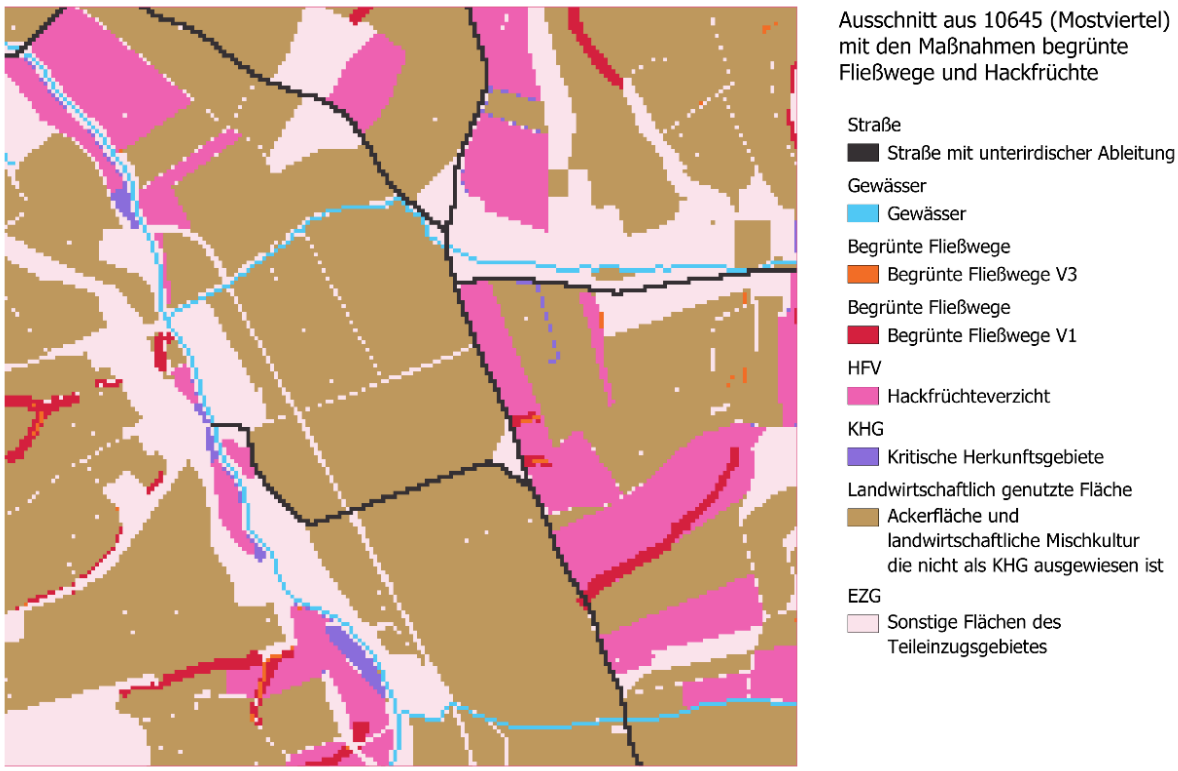
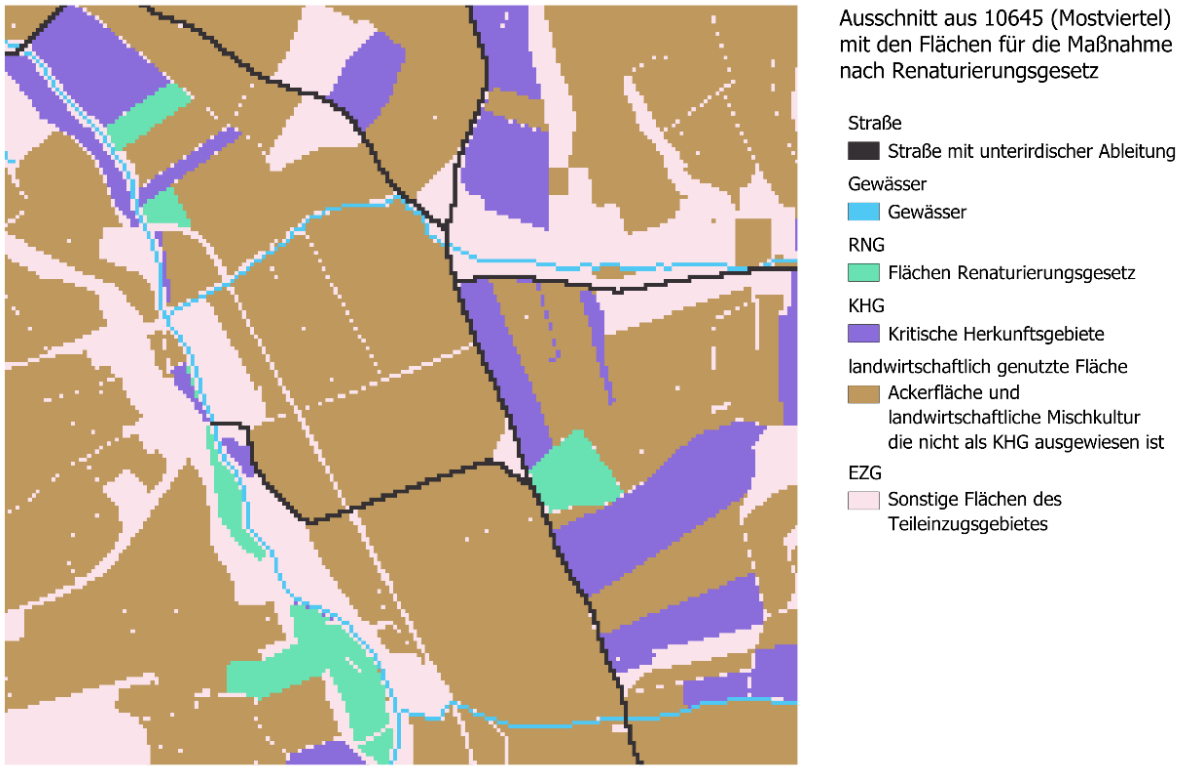


Abbildung 53: Ausschnitt aus dem Teileinzugsgebiet 10645 aus dem Mostviertel mit Darstellung der Flächen für das Szenario mit Umsetzung nach Renaturierungsverordnung.



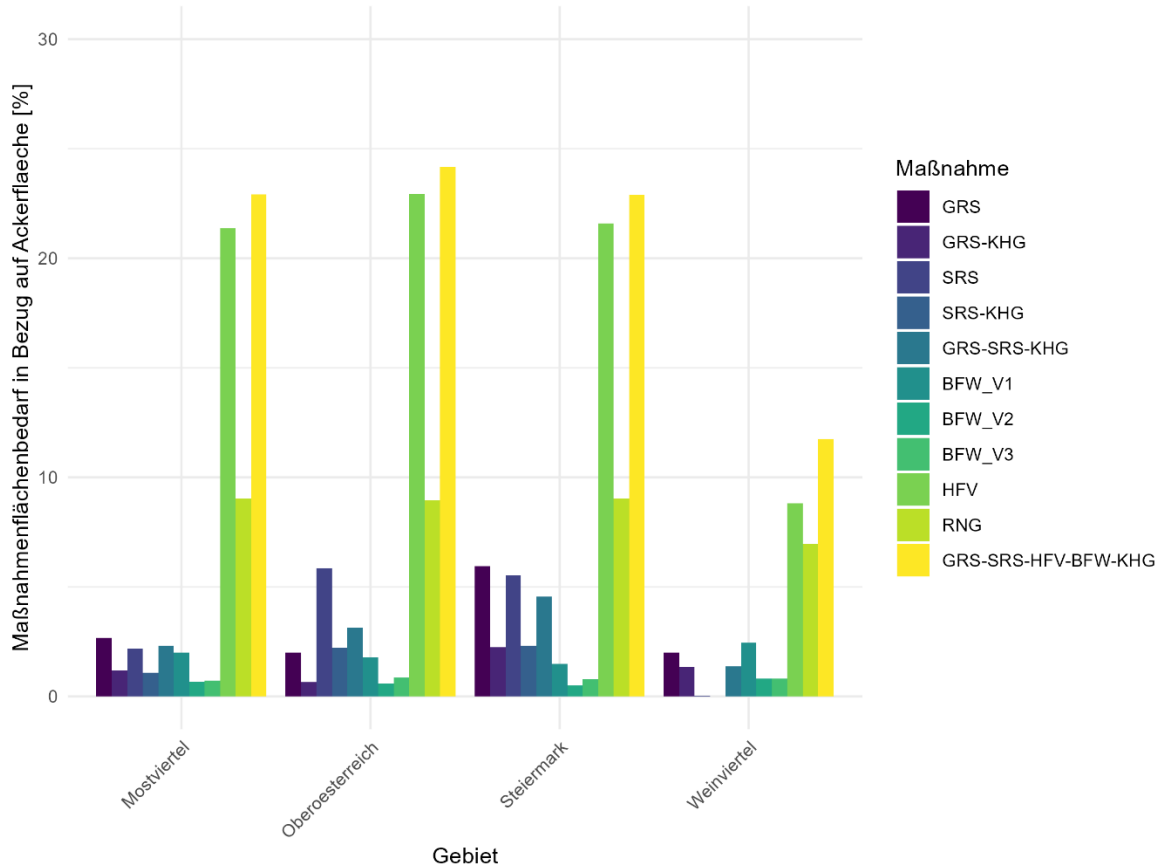
6.3 Szenarienergebnisse

6.3.1 Wirksamkeit von Maßnahmen zum Erosionsschutz

Die Wirksamkeit von Maßnahmen beschreibt die Reduktion der PP-Einträge in Gewässer durch die Implementierung von Maßnahmen innerhalb der (Teil-)Einzugsgebiete (EZG). Um die Maßnahmenwirksamkeit für die MoRE-EZG zu bewerten, wurden die in Kapitel 6.1 definierten Szenarien mithilfe des Modells RPhosFate berechnet. Für die Modellierung der Maßnahmen wurden der Bodenbedeckungsfaktor (CFa) und der Rauhigkeitskoeffizient (Manning-Wert) an die Szenarienannahmen angepasst. Die Ergebnisse werden anhand des Ausmaßes der für die Umsetzung erforderlichen Flächen (Anteil an der gesamten Ackerfläche in %), der prozentualen Maßnahmeneffektivität (Reduktion des PP-Gewässereintrages in % des Gesamteintrages) und der flächenbezogenen Maßnahmeneffizienz [kg PP/ha/a] dargestellt.

Der Anteil der für die Maßnahmen benötigten Flächen an den gesamten Ackerflächen für jede Maßnahme und Region ist in Abbildung 54 dargestellt, während eine detaillierte Übersicht der Werte in Anhang 4 zu finden ist. Die Emissionsreduktion [%] beschreibt die prozentuale Verminderung des PP-Transports durch die Implementierung von Maßnahmen (Abbildung 55, Abbildung 57, Abbildung 61). Sie gibt an, wie stark der PP-Transport im Vergleich zum Ausgangsszenario – also der Modellierung ohne Maßnahmen – reduziert wird. Die Maßnahmeneffizienz beschreibt die lokale Wirksamkeit einer Maßnahme (Abbildung 56, Abbildung 58, Abbildung 60, Abbildung 62). Sie wird als Verhältnis der erreichten Emissionsreduktion [kg a^{-1}] zur dafür benötigten Fläche [ha] berechnet. Die Emissionsreduktion und die Maßnahmeneffizienz werden getrennt nach Region dargestellt und diskutiert.

Abbildung 54: Flächenbeanspruchung unterschiedlicher Maßnahmen in Bezug auf die gesamte Ackerfläche in den Regionen Mostviertel, Oberösterreich, Steiermark und Weinviertel.



In Abbildung 54 ist zu sehen, dass sich im Maßnahmenszenario „RNG“ kein genauer Flächenbedarf von 7 % ergibt. Das liegt daran, dass die Implementierung dieses Szenarios im

Modell mit Fuzzy-Logik durchgeführt wird. Dies erfolgt analog zur Bestimmung der KHG-Flächen, allerdings wird hier das Set der Schläge gesucht, welches aus den 7 % der Flächen mit den größten Emissionen besteht. Die Zugehörigkeit einzelner Schläge zu diesem Set ist nicht eindeutig. Daher kann es zu geringen Abweichungen im Flächenbedarf kommen.

Weinviertel

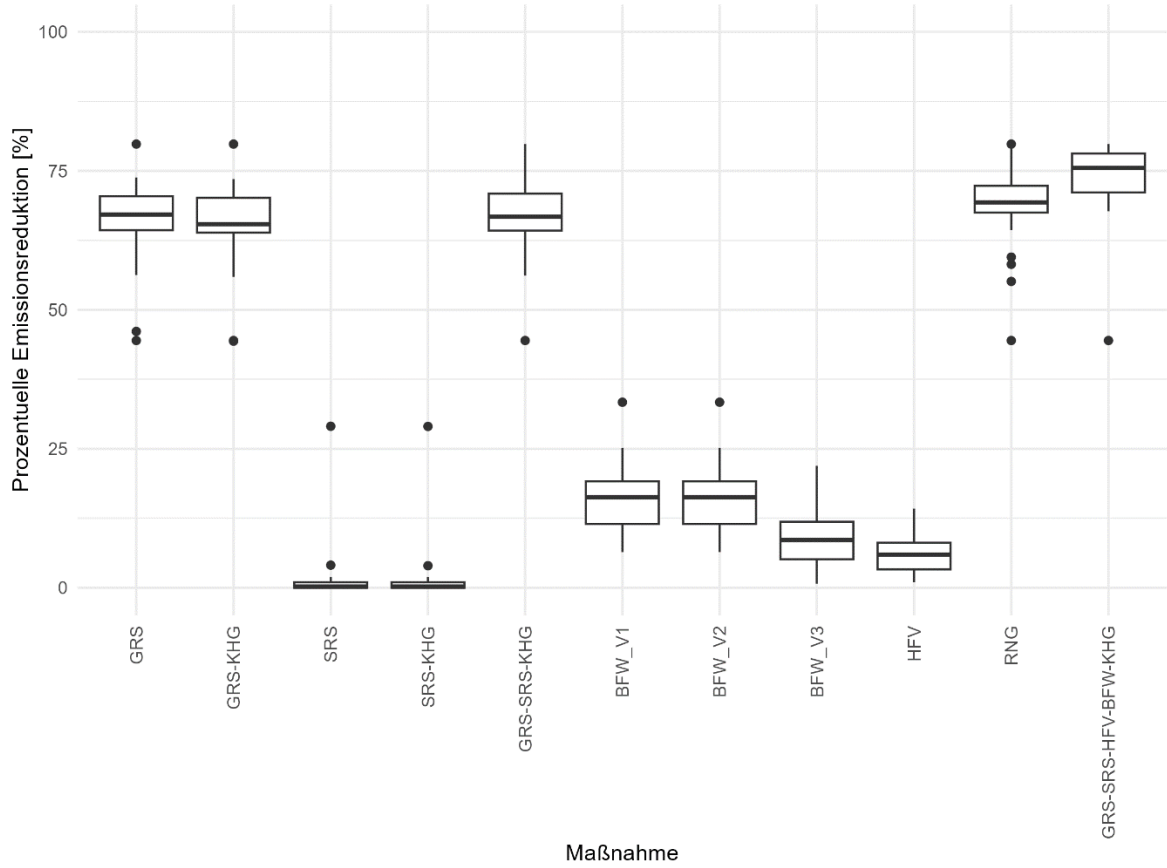
Generell kann gesagt werden, dass im Weinviertel für die Umsetzung der Maßnahmen in den unterschiedlichen Szenarien der geringste Flächenbedarf besteht. Dies liegt unter anderem daran, dass die KHG-Flächen einen höheren Anteil der Fracht liefern als in anderen Gebieten. Im Weinviertel sind es über 99 %, während in anderen Gebieten nur 86–95 % der Frachten von KHG-Flächen stammen.

Die Auswirkungen der Annahmen zur Ableitung von Straßengräben sind beim Weinviertel besonders deutlich zu sehen. Hier wurden nur bei Bundesstraßen und übergeordneten Straßen (z. B. Schnellstraßen) unterirdische Ableitungen angenommen und daher auch nur hier Straßenrandstreifen implementiert, wo der Rückhalt oberhalb einer Straße erreicht werden soll. Daher haben SRS im Weinviertel mit nur 0,02 % der Ackerfläche einen sehr geringen Flächenbedarf. Weiters gibt es hier einige Teileinzugsgebiete, die keine Straßenrandstreifen aufweisen.

Ackerflächen grenzen hier wesentlich häufiger direkt an Gewässer als an Straßen. Die Ausweisung von Gewässerrandstreifen ist daher besonders relevant, um den PP-Transport zu reduzieren. Diese Erkenntnis wurde auch durch die Kartierung bestätigt, bei der festgestellt wurde, dass die Schläge großteils natürlich und nicht über unterirdische Ableitungen an die Gewässer angebunden sind (siehe Kapitel 5.3.2). Der geringe Flächenbedarf des kombinierten Szenarios (GRS-SRS-HFV-BFW-KHG) ergibt sich zusätzlich auch aus dem niedrigeren Flächenanteil, den derzeit Hackfrüchte beanspruchen.

Die höchste Reduktion des PP-Transports (Abbildung 55) wird durch die Maßnahmenkombination aus Anpassung der Fruchtfolge (Hackfrüchteverzicht), begrünten Abflusswegen sowie Grün- und Straßenrandstreifen in kritischen Einzugsgebieten (GRS-SRS-HFV-BFW-KHG) erreicht. Diese Kombination erzielt eine mittlere Reduktion der PP-Emissionen von etwas über 70 %, gefolgt vom Maßnahmenszenario „RNG“ mit nicht ganz 70 %. Die Szenarien „GRS“, „GRS-KHG“ und „GRS-SRS-KHG“ folgen mit einer mittleren Reduktion von um 65 % und liegen damit in einem ähnlichen Bereich.

Abbildung 55: Emissionsreduktion des PP-Transports in neun Maßnahmenszenarien in der Region Weinviertel.

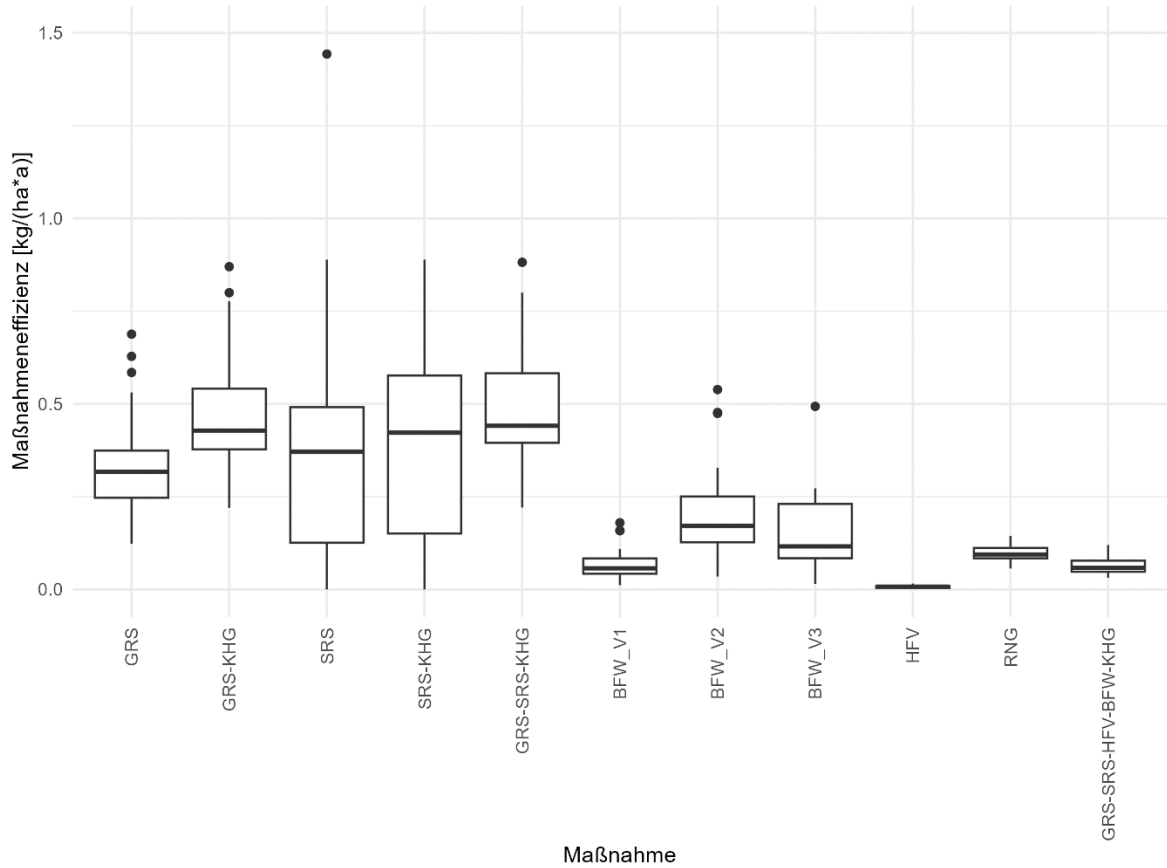


Betrachtet man die Maßnahmeneffizienz [kg/ha/a] (Abbildung 56), ergibt sich ein anderes Bild: Die höchste mittlere Maßnahmeneffizienz wird durch die Szenarien „GRS-SRS-KHG“ (0,5 kg/ha/a), „GRS-KHG“ (0,5 kg/ha/a) und „GRS“ (0,3 kg/ha/a) erreicht. Während Maßnahmen wie „GRS-SRS-HFV-BFW-KHG“, „HFV“ und „RNG“ mit einer hohen Emissionsreduktion nur eine geringe Maßnahmeneffizienz ≤0,1 kg/ha/a aufweisen. Insgesamt zeigt sich, dass im Weinviertel insbesondere Gewässerrandstreifen als wirksame Maßnahme zur Reduktion des PP-Transports geeignet sind, da sie sowohl eine hohe Emissionsreduktion als auch eine hohe Effizienz aufweisen.

Im Vergleich zu den anderen Gebieten können im Weinviertel nur geringere Maßnahmeneffizienzen erreicht werden. Ein Grund dafür ist, dass es im Weinviertel auch ohne Maßnahmen eine geringere Emissionsdichte gibt (0,01 kg/ha Ackerfläche im Vergleich zu Mostviertel 0,05 kg/ha; Steiermark 0,29 kg/ha; Oberösterreich 0,50 kg/ha), die sich unter anderem aus einem geringerem partikulärem Phosphorgehalt im Boden ergibt. Daher ergeben sich auch einige Ausreißer: So ergibt sich im Teileinzugsgebiet 10880 für SRS-KHG eine

Maßnahmeneffizienz von 1,7 kg/ha (SRS: 1,4 kg/ha). Bei Teileinzugsgebiet 11100 ergeben sich die hohen Werte (SRS: 4 kg/ha; 29 % Reduktion und SRS-KHG 9,7 kg/ha; 29 % Reduktion) aus einer geringen Maßnahmenfläche und niedrigen Emissionswerten.

Abbildung 56: Boxplots der Maßnahmeneffizienz [kg/ha/a] der Maßnahmenszenarien in der Region Weinviertel (einige Ausreißer nicht abgebildet).



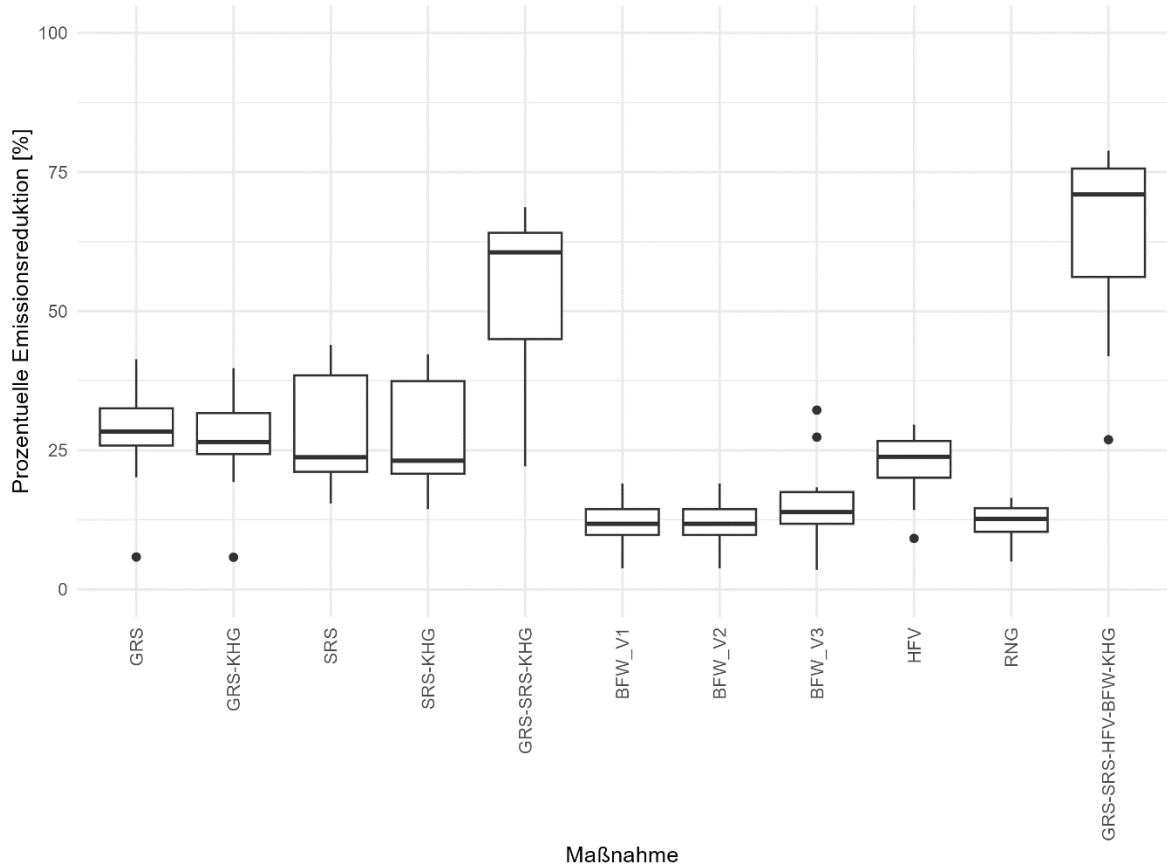
Mostviertel

Das Mostviertel weist für die Maßnahmenumsetzung einen ähnlichen Flächenbedarf wie die Steiermark auf (Abbildung 54). Allerdings ist der Flächenbedarf für Gewässer- und Straßenrandstreifen geringer. Die Maßnahmenszenarien „GRS-SRS-HFV-BFW-KHG“ und „HFV“ beanspruchen mit ca. 23 % bzw. 21 % der Ackerfläche den größten Anteil. Der Flächenbedarf für Gewässerrandstreifen ist mit 2,7 % der Fläche nur etwas höher als für Straßenrandstreifen (2,2 %). Das ist anders als im Weinviertel, da im Mostviertel mehr Ackerflächen an Straßen angrenzen. Die begrünten Fließwege in einer Breite von 30 m (BFW_V1) haben einen Flächenbedarf von 2 %.

Die höchste Reduktion des PP-Transports (Abbildung 57) wird durch die Maßnahmenkombination aus Anpassung der Fruchtfolge unter Verzicht auf Hackfrüchte, begrünten Abflusswegen und Grün- und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsgebieten („GRS-SRS-HFV-BFW-KHG“) erreicht. Diese Kombination erreicht eine mittlere Reduktion von rund 65 %, gefolgt von den Maßnahmenszenarien „GRS-SRS-KHG“ mit rund 55 % und „SRS“ mit etwas über 28 % des PP-Transports. Die Szenarien „GRS“, „GRS-KHG“ und „SRS-KHG“ folgen mit einer mittleren Reduktion von ungefähr 27 %

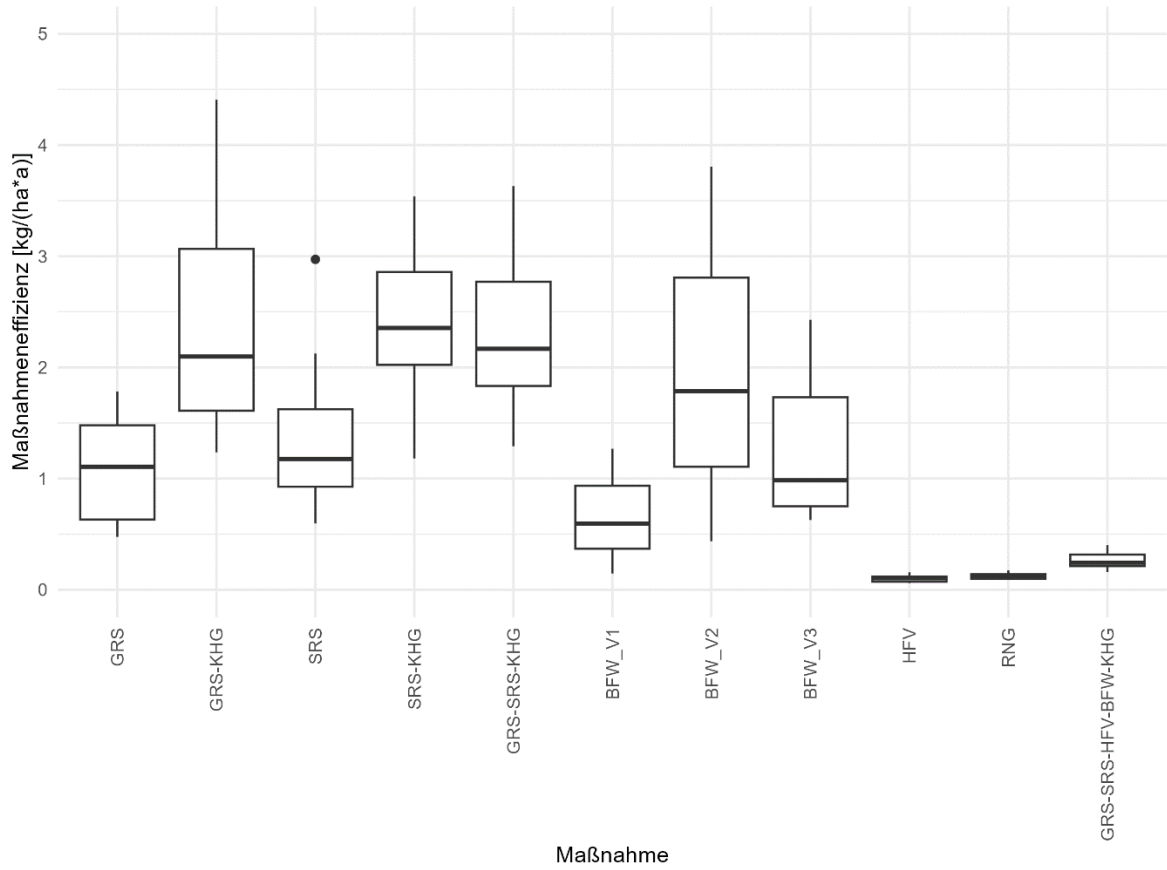
Insgesamt zeigt sich, dass sich im Mostviertel insbesondere Gewässerrandstreifen und Straßenrandstreifen an Schlägen, die als kritische Herkunftsgebiete (KHG) ausgewiesen wurden, als wirksame Maßnahme zur Reduktion des PP-Transports eignen, da sie sowohl eine hohe Emissionsreduktion als auch eine hohe Flächeneffizienz (Abbildung 58) aufweisen.

Abbildung 57: Emissionsreduktion des PP-Transports in neun Maßnahmenszenarien in der Region Mostviertel.



Die Maßnahmen „HFV“, „RNG“ sowie die Maßnahmenkombination „GRS-SRS-HFV-BFW-KHG“ weisen geringe Effizienzen auf. Für die Flächeneffizienz des Hackfrüchteverzichts ist jedoch darauf hinzuweisen, dass in diesem Fall die Einschränkung für die Flächennutzung geringer ist als bei den anderen Maßnahmen, da eine Ackernutzung (nur ohne Hackfrüchte) weiterhin möglich ist. Somit ist der monetäre Ertragsverlust hier weniger ausgeprägt und diese Maßnahme kann zusätzlich zu Gewässerrandstreifen und Straßenrandstreifen eine Rolle spielen, wenn Emissionsreduktion weiter vorangetrieben werden soll.

Abbildung 58: Boxplots der Maßnahmeneffizienz [kg/ha/a] der Maßnahmenszenarien in der Region Mostviertel.

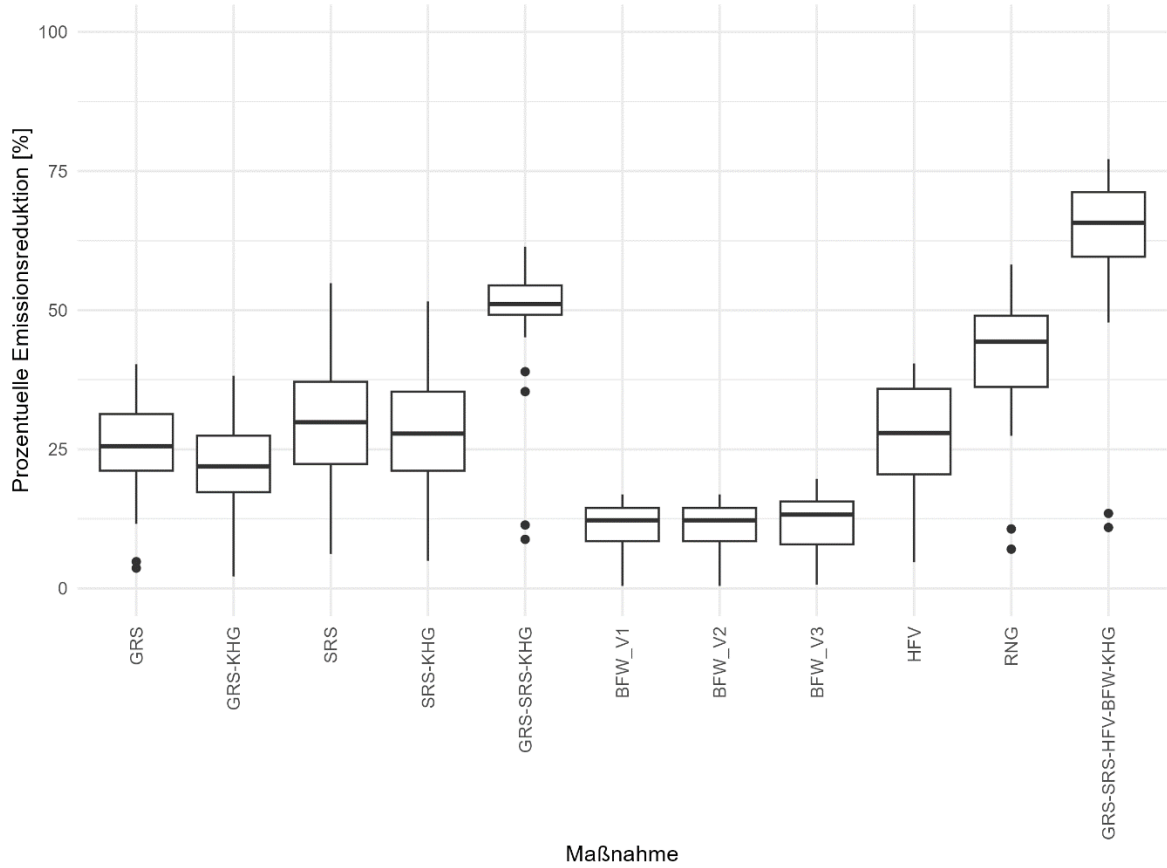


Steiermark

In der Steiermark weisen die Maßnahmen „SRS“, „GRS“ und „SRS-GRS-KHG“ mit um die 5 % einen höheren Flächenbedarf auf als im Wein- und Mostviertel (Abbildung 54). Dies kann unter anderem darauf zurückgeführt werden, dass in der Steiermark viele Ackerflächen an Straßen und Gewässer angrenzen, was die Ausweisung von Straßenrandstreifen (SRS) und

Gewässerrandstreifen (GRS) erforderlich macht. Außerdem wurden in der Steiermark unterirdische Ableitungen bei einem Großteil der Straßen (für Bundes-, Landes- und Gemeindestraßen sowie übergeordnete Straßen) festgestellt, wodurch sich mehr Positionen für Straßenrandstreifen ergeben. Ähnlich wie in den anderen Gebieten wird die meiste Fläche allerdings bei den Maßnahmen „GRS-SRS-HFV-BFW-KHG“ und „HFV“ beansprucht (ungefähr 22 %).

Abbildung 59: Boxplots mit der Emissionsreduktion des PP-Transports in neun Maßnahmenszenarien in der Region Steiermark.

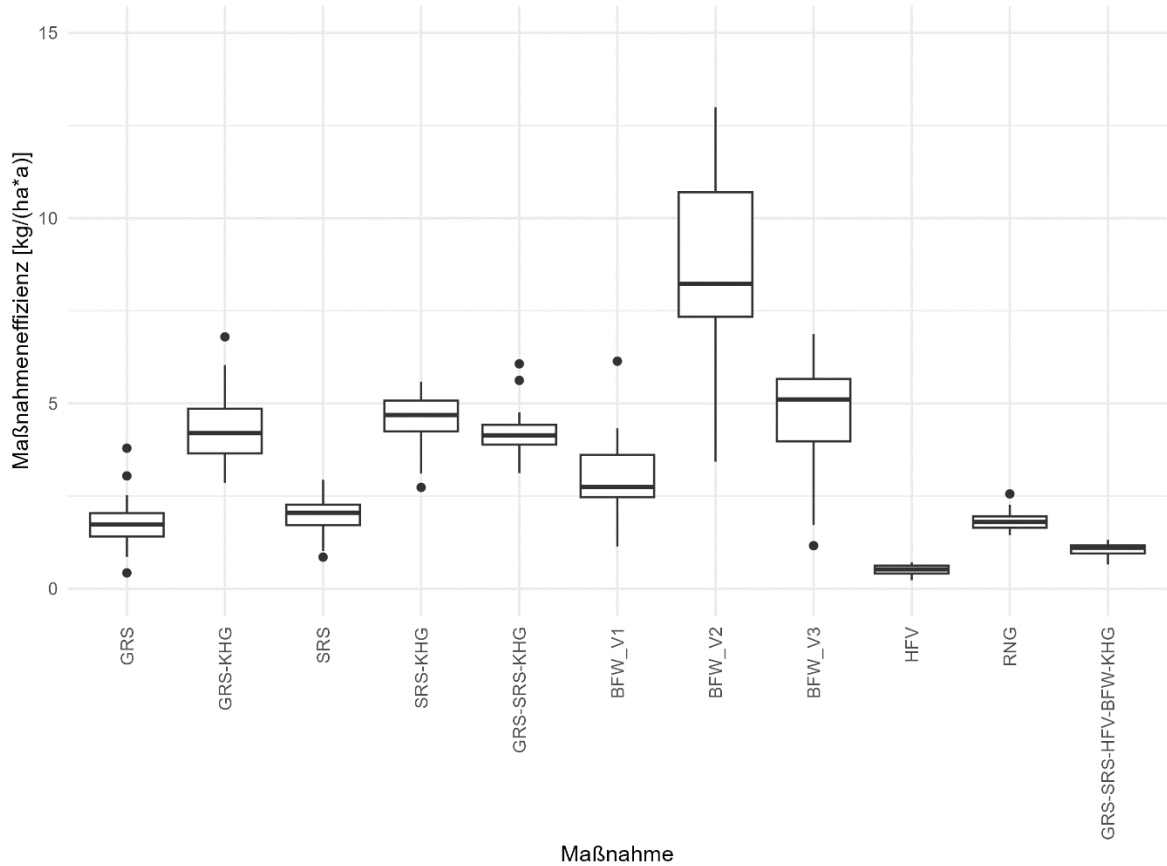


Betrachtet man die prozentuale Emissionsreduktion, wird deutlich, dass Maßnahmen mit höherem Flächenbedarf tendenziell auch eine größere prozentuale Emissionsreduktion erzielen (Abbildung 59). Die Ausnahme bildet hier „HFV“ mit einer prozentuellen Reduktion von 27 %. Die Maßnahmen "GRS" und "SRS" erreichen eine mittlere Emissionsreduktion von 25 % bzw. 33 %. Der wesentliche Unterschied zwischen den beiden Maßnahmen liegt in ihrer Effizienz (Abbildung 60). Die Maßnahme "GRS" weist eine höhere Effizienz auf als "SRS", sodass trotz des höheren Flächenbedarfs bei SRS eine ähnliche Emissionsreduktion erzielt

wird. Bei der Maßnahmeneffizienz stellt das Teileinzugsgebiet 11445 einen Ausreißer für BFW_V2 dar (18,4 kg/ha). Dieser entsteht durch die geringe Maßnahmenfläche.

Zusammenfassend zeigt sich, dass in der Steiermark die Maßnahmen „GRS-KHG“, „SRS-KHG“ und deren Kombination „GRS-SRS-KHG“ besonders gute Ergebnisse bei der Emissionsreduktion und Maßnahmeneffizienz liefern und sich daher gut eignen würden. Auch in der Steiermark könnte der Hackfruchtverzicht (HFV) auf KGH-Flächen eine zusätzliche Rolle spielen, wenn beachtet wird, dass die Einschränkung der Flächennutzung in diesem Fall weniger gravierend ist als bei den anderen Maßnahmen. Begrünte Fließwege können in der Steiermark bei guter Verortung eine besonders hohe Flächeneffizienz aufweisen (BFW_V2 und BFW_V3). Allerdings ist das Ausmaß der möglichen Eintragsreduktion durch die geringe Fläche, auf denen sich diese Maßnahme umsetzten lässt, begrenzt.

Abbildung 60: Boxplots der Maßnahmeneffizienz [kg/ha/a] der Maßnahmenszenarien in der Region Steiermark.



Oberösterreich

Die Ergebnisse der Regionen Innviertel, Mostviertel und Traun-Enns-Platte wurden für die Darstellung gemeinsam unter Oberösterreich zusammengefasst. Der Grund dafür ist, dass das Mostviertel nur über zwei EZG und die Traun-Enns-Platte über vier EZG verfügt, wodurch eine getrennte Darstellung in einem Boxplot nicht sinnvoll ist.

Insgesamt besteht in Oberösterreich der höchste Flächenbedarf für die Umsetzung der unterschiedlichen Maßnahmen (Abbildung 54). Die Maßnahmenszenarien „GRS-SRS-HFV-BFW-KHG“ und „HFV“ beanspruchen mit rund 24 % bzw. 23 % der Ackerfläche den größten Anteil. Dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass in Oberösterreich der landwirtschaftliche Schwerpunkt auf dem Anbau von erosionsanfälligen Kulturen wie Mais, Silomais und Soja (Hackfrüchte) liegt.

Neben diesen Szenarien weist auch die Maßnahme „SRS“ einen hohen Flächenbedarf auf. Der hohe Anteil an SRS in den Regionen Innviertel, Mostviertel und Traun-Enns-Platte ist dadurch bedingt, dass viele Ackerflächen direkt an Straßen angrenzen. Im Gegensatz dazu grenzen nur wenige Ackerflächen an Gewässer, weshalb nur 2 % der Fläche für Gewässerrandstreifen ausgewiesen werden konnten. Der Flächenbedarf von „RNG“ liegt bei 9 % und nicht bei 7 %, wie man aufgrund des Erstellungsprozesses der Maßnahme erwarten wurde. Dies liegt an der Berechnung der Ackerfläche bei der Auswertung. Bei Erstellung der Maßnahme geht es um 7 % der Schläge. Einige dieser Schläge werden allerdings mit Grünland bewirtschaftet und daher bei der Auswertung nicht berücksichtigt, daher ergeben sich höherer Flächenbedarfe. Die begrünten Abflusswege (BFW_V1) haben einen mittleren Flächenbedarf von 1,6 %.

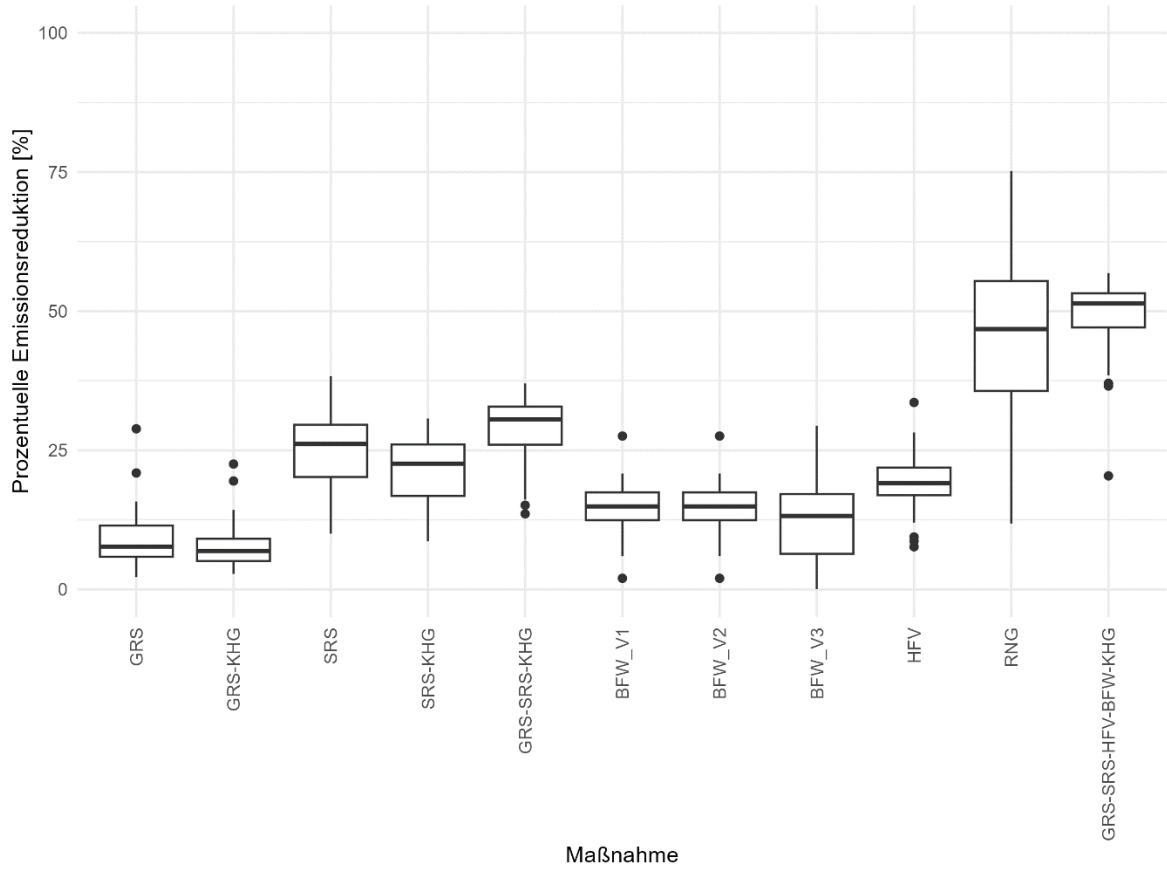
Die höchste Reduktion des PP-Transports mit einer Einzelmaßnahme wird mit „RNG“ erreicht (fast 50 %). Die Maßnahmenkombination aus Anpassung der Fruchtfolge im Falle eines Anbaus von Hackfrüchten, begrünten Abflusswegen, Grün- und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsgebieten (GRS-SRS-HFV-BFW-KHG) erreicht eine ähnliche Reduktion. Allerdings weist „RNG“ eine hohe Streuung zwischen den Teileinzugsgebieten zwischen 12 % und 75 % auf (Abbildung 61). Dies liegt unter anderem daran, dass die RNG-Flächen ungleich auf die Teileinzugsgebiete verteilt sind. Die Maßnahmeneffizienz liegt deutlich näher beieinander (Abbildung 62).

Interessant ist zudem der Vergleich zwischen „SRS“ und „RNG“: Obwohl beide Maßnahmen einen nahezu identischen Flächenbedarf haben, erreicht „SRS“ nur eine mittlere

Emissionsreduktion von 27 %, während „RNG“ deutlich effektiver ist (46 %). Dies hängt unter anderem mit der Maßnahmeneffizienz zusammen: „RNG“ hat eine mittlere Effizienz von 4 kg/ha/a . und ist damit effizienter als „SRS“ mit 3 kg/ha/a.

In einigen Teileinzugsgebieten liegen Ausreißer vor. Hervorzuheben ist hier die Maßnahmeneffizienz von 50 kg/ha/a bei BFW_V3 (Teileinzugsgebiet 10145), die durch die kleine Fläche des Teileinzugsgebietes entsteht. Weiters wird im Teileinzugsgebiet 10325 eine Maßnahmeneffizienz von 33 kg/ha/a bei BFW_V2 erreicht. In diesem Teileinzugsgebiet liegt ohne Maßnahmen eine deutlich höhere Emission vor als in anderen Teileinzugsgebieten. Daher können auch höhere Maßnahmeneffizienzen erreicht werden.

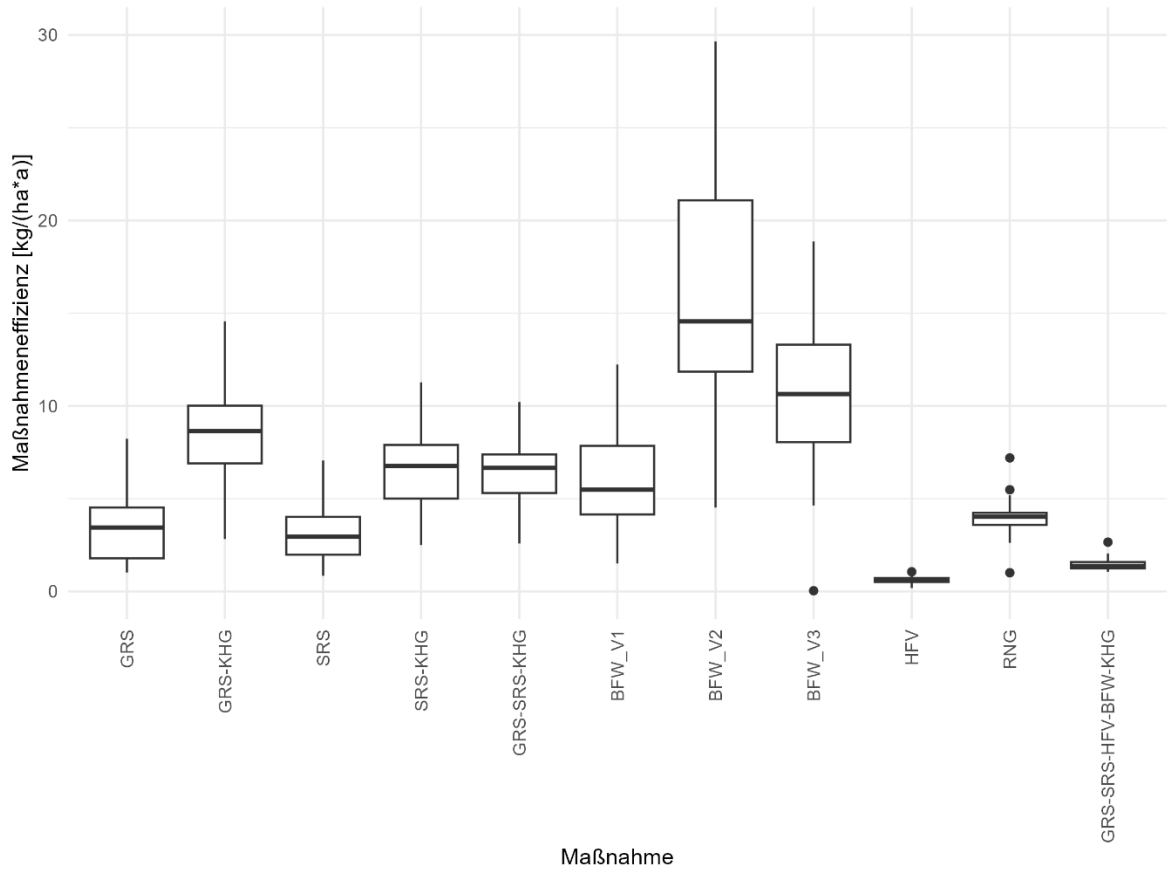
Abbildung 61: Emissionsreduktion des PP-Transports in neun Maßnahmenszenarien in den Regionen Oberösterreichs (Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte).



In Oberösterreich ist der Unterschied zwischen den Modellvarianten für begrünte Fließwege sichtbar. In allen 3 Varianten kann eine ähnliche prozentuelle Emissionsreduktion erreicht werden (BFW_V1 und BFW_V2: 16 %; BFW_V3: 10 %). Die Maßnahmeneffizienz von

„BFW_V3“ liegt dabei zwischen jenen der beiden anderen Varianten. „BFW_V2“ wurde so aus „BFW_V1“ berechnet, dass die Emissionsreduktion beibehalten und nur die Fläche verändert wurde. Dies erschwert einen Vergleich zwischen den Versionen. Die neue Variante „BFW_V3“ stellt allerdings in jedem Fall eine gute Alternative zur bisherigen Bestimmung der Flächen (BFW_V1) dar.

Abbildung 62: Boxplots der Maßnahmeneffizienz [kg/ha/a] der Maßnahmenszenarien in der Region Oberösterreich (einige Ausreißer nicht abgebildet).



Insgesamt zeigt sich, dass in Oberösterreich insbesondere die Maßnahmen Ausweisung von Gewässer- und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsgebieten (GRS-SRS-KHG), begrünte Abflusswege (insbesondere die Variante mit einer neuen Ermittlung der Maßnahmenflächen BFW_V3) und die Umwandlung von Ackerflächen in Grünland (RNG) eine wirksame Strategie zur Reduktion der PP-Einträge in die Gewässer darstellen, da diese Maßnahmen sowohl eine hohe Emissionsminderung als auch eine hohe Effizienz erreichen. Die Variante HFV weist ein ähnliches Reduktionspotential auf wie die anderen erwähnten Maßnahmen. Im Hinblick auf Flächeneffizienz ist sie jedoch deutlich schlechter. Dabei ist jedoch

zu berücksichtigen, dass die Nutzungseinschränkung bei dieser Maßnahme deutlich geringer ist als bei den anderen Maßnahmen mit Umwandlung von Ackerland in Grünland. Daher könnte auch diese Maßnahme wie auch die Maßnahmenkombination (GRS-SRS-HFV-BFW-KHG) für die oberösterreichischen Regionen eine geeignete Alternative sein.

6.3.2 Zusammenfassung der Unterschiede in der Wirksamkeit der Maßnahmen nach Maßnahme und Region

Die Szenarienanalyse zur Erhebung der Emissionsreduktion durch unterschiedliche Maßnahmen zeigt die Unterschiede der verschiedenen Regionen im Hinblick auf die Relevanz von Maßnahmen. Die Wirksamkeit der einzelnen Maßnahmen variiert zwischen den Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark und Oberösterreich (Tabelle 22), was auf unterschiedliche Landschaftsstrukturen zurückzuführen ist. In Anhang 5 – Maßnahmenwirksamkeit ist die prozentuale Wirksamkeit der Maßnahmen zur Reduzierung der PP-Transporte dargestellt.

- Gewässerrandstreifen (GRS, GRS-KHG, GRS-SRS-KHG) sind im **Weinviertel** besonders wirksam, da viele Ackerflächen direkt an Gewässer angrenzen. Durch die Ausweisung von Pufferstreifen kann daher bei ausreichender Dimensionierung (20 m Breite und mehr) der PP-Transport deutlich reduziert werden. Auch im **Mostviertel** sind Gewässerrandstreifen wirksam, insbesondere in Kombination mit Straßenrandstreifen (GRS-SRS-KHG) in kritischen Herkunftsgebieten (KHG).
- Straßenrandstreifen (SRS, SRS-KHG, GRS-SRS-KHG) zeigen in der **Steiermark** die höchste Wirksamkeit, da viele Ackerflächen an Straßen mit unterirdischer Ableitung angrenzen, wodurch ein hydraulischer Kurzschluss entsteht. Durch die Ausweisung von Pufferstreifen entlang von Straßen kann daher bei ausreichender Dimensionierung (>20 m Breite) der PP-Transport deutlich reduziert werden. Auch in **Oberösterreich** sind Straßenrandstreifen in KHG wirksam, insbesondere in Kombination mit anderen Maßnahmen wie „RNG“, „BFW“.
- Die Renaturierung (dauerhafte Begrünung) von Ackerflächen (RNG) ist eine wichtige Maßnahme in der **Steiermark**, im **Weinviertel und in Oberösterreich**. Die Umwandlung von erosionsgefährdeten Ackerflächen in Grünland reduziert die PP-Einträge deutlich.
- Die Anpassung der Fruchtfolge auf weniger erosionsanfällige Kulturen „HFV“ hat generell niedrige Flächeneffizienzen. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Nutzungseinschränkung durch diese Maßnahme am geringsten ist, da die Flächen weiter als Acker genutzt werden können. So kann diese Maßnahme und die

Maßnahmenkombination „GRS-SRS-HFV-BFW-KHG“ **im Mostviertel, in der Steiermark und in Oberösterreich** durchaus relevant sein, wenn der Schwerpunkt der ackerbaulichen Produktion auf Hackfrüchten (erosionsanfällige Kulturen) liegt.

Zusammenfassend zeigt sich, dass jede Region spezifische Maßnahmen benötigt, um eine maximale Effektivität bei der Reduktion der Phosphorverlagerung zu erreichen. Während im **Weinviertel** Gewässerrandstreifen auf KHG hohe Bedeutung haben, sind im **Mostviertel**, der **Steiermark und in Oberösterreich** Straßen- und Gewässerrandstreifen auf KHG besonders wirksam.

Tabelle 22: Mittlere prozentuelle Emissionsreduktion des PP-Transports [%] der Maßnahmenszenarios in der Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark und Oberösterreich.

Emissionsreduktion nach Maßnahmentyp [%]	Weinviertel	Mostviertel	Steiermark	Oberösterreich
GRS	66	27	25	9
GRS-KHG	65	26	21	8
SRS	2	28	30	26
SRS-KHG	2	28	28	21
GRS-SRS-KHG	67	54	48	29
BFW_V1	16	12	11	15
BFW_V2	16	12	11	15
BFW_V3	9	16	12	13
HFV	6	22	27	19
RNG	68	12	40	46
GRS-SRS-HFV-BFW-KHG	74	63	61	49

6.4 Szenarienanalyse mit dem Modell MoRE

6.4.1 Szenarien zur Reduktion der Stickstoff Emissionen und Minderung der NO_3-N-Konzentrationen in Oberflächengewässern

Im Kapitel 6.1 werden die drei Szenarien zur Reduktion der diffusen Stickstoffeinträge über die Eintragspfade des Grundwassers aus landwirtschaftlich genutzten Flächen sowie von Drainagen näher charakterisiert.

Ziel des ersten Szenarios ist es, die Langzeitwirkung der im zeitlichen Kontext aktuell niedrigen, mittleren Stickstoffüberschüsse darzustellen und somit auch die Abhängigkeiten von Verbesserungen der Eintragssituation von den Verweilzeiten im Grundwasser zu verdeutlichen. Im zweiten Szenario, das ebenfalls nur die Einträge aus dem Grundwasser adressiert, wird die Wirkung der aktuellen, im Mittel niedrigen Stickstoffüberschüsse bis 2030 adressiert und beschreibt somit die kurzfristig bis mittelfristig (derzeitige Modellperiode ist 2015–2020) zu erwartenden Auswirkungen, wenn der Status quo bei den Stickstoffüberschüssen auch für die Jahre 2020–2030 gültig bleibt. In einem dritten Szenario wird ebenfalls ein Zeithorizont bis 2030 betrachtet. Hier werden mögliche Minderungen von Stickstoffemissionen unter der Annahme betrachtet, dass die aktuellen Stickstoffüberschüsse der Periode 2015–2020 noch um weitere 30 % reduziert werden können. Da in diesem Szenario somit neben den in das Modell eingehenden Langzeitüberschüssen auch die aktuellen Stickstoffüberschüsse (2015–2020) verringert werden, hat dieses Szenario Auswirkungen auf die Emissionen aus dem Grundwasser und den Drainagen.

Die Auswirkungen der Szenarien bezüglich der potenziellen Reduktion der Stickstoffemissionen wird für ganz Österreich und gesondert für die Risikogebiete dargestellt. Während es in den Einzugsgebieten in der Risikoklasse „sicheres Risiko“ in den ersten beiden Szenarien durchgehend zu Minderungen der Stickstoffüberschüsse kommt, finden sich in der Risikoklasse „mögliches Risiko“ auch Einzugsgebiete, in denen die aktuellen, grundsätzlich niedrigen Stickstoffüberschüsse höher sind als in den vorangegangenen Perioden, was im Einzelfall zum Beispiel durch schwach ausfallende Stickstoffentzüge aufgrund schlechter Ernteerträge auftreten kann. Hier führt die getroffene Annahme, dass der aktuelle Stickstoffüberschuss auch als Langzeitüberschuss (also über den Zeitraum der gesamten Grundwasseraufenthaltszeit) gleichbleibt, zu erhöhten Emissionen über das Grundwasser. Um diesen Effekt zu verdeutlichen, werden in einer Darstellung der Ergebnisse die erhöhten Grundwasseremissionen in den einzelnen Einzugsgebieten berücksichtigt und in einer zweiten

Darstellung auf null gesetzt, unter der Annahme, dass diese Erhöhung der Stickstoffüberschüsse reversibel ist.

Bei der Evaluierung der Maßnahmenwirksamkeit mit Bezug auf eine mögliche Zielerreichung des typspezifischen Richtwertes für NO_3-N werden die Einzugsgebiete dargestellt, für die in Kapitel 4.4.1 ein „sicheres Risiko“ oder ein „mögliches Risiko“ ausgewiesen wurde.

Ergebnisse der Szenarienanalyse

Für den modellierten Zeitraum 2015–2020 werden in Österreich im jährlichen Mittel Stickstoffemissionen in die Oberflächengewässer von rund 67.900 t/a ermittelt. Davon entfallen 39.500 t/a an Stickstoffemissionen auf Einträge aus dem Grundwasser und weitere 1.700 t/a aus Drainagen. Könnte der für 2015-2020 ermittelte Stickstoffüberschuss in landwirtschaftlich genutzten Gebieten über den jeweiligen Zeitraum der Grundwasseraufenthaltszeit (im Modell von 5–40 Jahren) beibehalten werden (**SZ_N_Überschuss_1**), könnten in Zukunft (ohne weitere Maßnahmen) Emissionen von 1.600 t/a (4 %) im Eintragspfad Grundwasser eingespart werden – also in etwa die Menge an jährlichen Einträgen, die österreichweit über die Drainagen erfolgt. Berücksichtigt man ausschließlich Einzugsgebiete, in denen das Szenario zu Verbesserungen führt, erhöht sich die potenzielle Minderung auf 2.100 t/a, also eine Verringerung der österreichweiten Stickstoffemissionen um etwas mehr als 3 %. Im zweiten Szenario (**SZ_N_Überschuss_2**) wird der Betrachtungszeitraum auf das Jahr 2030 begrenzt. In Einzugsgebieten mit Verweilzeiten >15 Jahren ist der Langzeitüberschuss (jeweils über die Grundwasseraufenthaltszeit) in der Regel noch höher als der aktuelle Stickstoffüberschuss von 2015–2020. Somit muss die Reduktion der Stickstoffemissionen geringer ausfallen als in Szenario_N_Überschuss_1, die Reduktion sollte aber eben bereits zeitnah erreichbar sein. Insgesamt könnten bis 2030 unter Beibehaltung der derzeitigen Stickstoffüberschüsse die jährlichen Stickstoffüberschüsse in Österreich etwa um 1.100 t/a gemindert werden, was weniger als 3 % der Emissionen aus dem Grundwasser ausmacht. Berücksichtigt man ausschließlich Einzugsgebiete, in denen das Szenario zu Verbesserungen führt, erhöht sich die potenzielle Minderung auf 1.500 t/a, also eine Verringerung der österreichweiten Stickstoffemissionen um etwas mehr als 2 %. Einen möglichen Effekt aus weiteren, großen Anstrengungen, um die Stickstoffüberschüsse signifikant zu verringern, zeigt Szenario (**SZ_N_Überschuss_3**) auf. Insgesamt könnten bis 2030 bei weiterer Reduktion der derzeitigen Stickstoffüberschüsse um 30 % die jährlichen Stickstoffemissionen in Österreich etwa um 5.900 t/a gemindert werden, was knappe 9 % der Gesamt-Stickstoffemissionen ausmacht. Dabei reduziert sich der Stickstoff-Eintrag aus dem Grundwasserpfad um 14 % und jener aus den Drainagen um 25 %.

Bezogen auf die fünf Einzugsgebiete mit einer Klassifizierung eines „sicheren Risikos“ (Große Taffa (ID 10785), Seebsbach (ID 11040), Gmoosbach (ID 10870), Weidenbach (ID 11110) und Thayamühlbach (ID 11070) ergibt sich ein differenziertes Bild, das die Wirksamkeit der Maßnahmenszenarien entscheidend beeinflusst. Während in der Großen Taffa und im Seebsbach der Grundwasserpfad den dominanten Eintragspfad darstellt (mit 41 % und 57 % an den Gesamtemissionen), werden für den Gmoosbach und besonders für den Thayamühlbach die höchsten Anteile von Stickstoff-Einträgen aus Drainagen in die Oberflächengewässer ermittelt, mit 37 % und 58 %. Der Grundwassereintrag macht hier nur 8 %, respektive 13 % an den Gesamtemissionen aus. Entsprechend wirkt sich in diesen Einzugsgebieten insbesondere das dritte Szenario **SZ_N_Überschuss_3** aus. Im Falle des Weidenbaches ist ebenfalls der Anteil des Grundwassereintrages an den Gesamtstickstoff-Emissionen mit 22 % eher gering, allerdings ist hier auch der Anteil der Einträge aus Drainagen mit 8 % gegenüber dem Mittelwert in den modellierten österreichischen Einzugsgebieten (2,5 %) zwar in einem deutlich erhöhten Bereich, aber nicht annähernd vergleichbar mit den Extremwerten in den Einzugsgebieten des Gmoosbaches und des Thayamühlbaches.

Trotz der geringen ausgewiesenen Relevanz des Grundwasserpfades im Gmoosbach und im Thayamühlbach zeigt sich in den Einzugsgebieten in der Risikobewertung „sicheres Risiko“ eine deutlich erhöhte Wirksamkeit der ausgewiesenen Szenarien. Rund 43 % der Stickstoff-Einträge dürften bei gleichbleibenden Stickstoffüberschüssen über die Dauer der Verweilzeit reduziert werden, wenn die Stickstoffüberschüsse konstant niedrig bleiben (**SZ_N_Überschuss_1**). Bezogen auf die Gesamtstickstoff-Einträge bedeutet das eine Reduktion von 13 %. Bis zum Jahr 2030 würde von dieser hohen Minderung jedoch weniger als die Hälfte reduziert werden (**SZ_N_Überschuss_2**), was auf hohe Verweilzeiten in den Einzugsgebieten mit „sicherem Risiko“ hindeutet. Diese sind mit Ausnahme des Seebsbaches (25 Jahre) und des Thayamühlbaches (10 Jahre) im Modell mit 35 Jahren (Große Taffa) und 40 Jahren (Weidenbach und Gmoosbach) berechnet worden. Für das Szenario **SZ_N_Überschuss_3** werden dagegen die höchsten potenziellen Minderungen der Stickstoff-Einträge in die Oberflächengewässer berechnet. Während die Einträge aus dem Grundwasser in den fünf Einzugsgebieten mit sicherem Risiko bis 2030 durch die angenommene weitere Verringerung der Stickstoff - Überschüsse um 22 % reduziert werden können, zeigt sich eine effektive Reduktion der hohen Anteile der Einträge aus Drainagen um 25 %, so dass in Summe 14 % der Gesamtemissionen für Stickstoff reduziert werden könnten.

Auswirkung der Maßnahmen auf die Zielerreichung

Hinsichtlich der Evaluierung einer möglichen Erreichung einer niedrigeren Risikoklasse wird der aus den modellierten mittleren 90 % NO_3-N-Perzentilwerten und den verordneten typspezifischen Richtwerten für NO_3-N gebildete Risikoquotient herangezogen. Risikoquotienten <0,8 zeigen Einzugsgebiete ohne Risiko der Zielverfehlung an. Risikoquotienten zwischen 0,8 und 1,2 weisen ein mögliches Risiko einer Zielverfehlung aus. Einzugsgebiete mit Risikoquotienten >1,2 werden als Modellgebiete mit sicherem Risiko einer Zielverfehlung definiert.

Von den fünf oben genannten Einzugsgebieten mit sicherem Risiko werden bei Anwendung jedes der drei Szenarien für die Große Taffa (ID 10785), den Seebsbach (11040) und den Weidenbach (ID 11110) Verschiebungen in die Klasse eines möglichen Risikos berechnet. Dabei wird für den Große Taffa und den Seebsbach jeweils eine Verringerung des Risikoquotienten von 0,3 (Szenario 1), 0,1 (Szenario 2) und 0,2 (Szenario 3) ermittelt. Im Weidenbach fallen die Reduktionen mit maximal 0,1 (Szenario 1) viel geringer aus, jedoch sind sie ausreichend, um die geringe ermittelte Überschreitung der Klassengrenze eines „sicheren Risikos“ zu unterschreiten.

Für die beiden verbleibenden Einzugsgebiete (Gmoosbach, ID 10870 und Thayamühlbach, ID 11070) wird in keinem der drei berechneten Szenarien eine so deutliche Reduktion ausgewiesen, dass es zu einem Wechsel von einem „sicheren Risiko“ zu einem „möglichen Risiko“ kommt. Hier liegen mit 1,8 und 1,4 die höchsten Risikoquotienten der aktuellen Risikoanalyse für NO_3-N vor. Am Gmoosbach kann zwar in Szenario 3 (SZ_N_Überschuss_3) durch die starke Reduktion der hohen Drainagefracht eine erhebliche Reduktion des hohen Risikoquotienten um 0,3 erfolgen, jedoch zeigt sich noch immer eine deutliche Überschreitung mit einem verbleibenden Risikoquotienten von 1,4. Im Einzugsgebiet des Thayamühlbaches fällt die Verringerung der Konzentrationen und des Risikoquotienten deutlich geringer aus (0,1). Auch hier wird die obere Grenze für die Einordnung eines „möglichen Risikos“ durch SZ_N_Überschuss_3 nicht unterschritten. Nach der Minderung der Stickstoff-Einträge kommt es bei einem Risikoquotienten von fast 1,3 noch immer zu einer Einordnung in der Risikoklasse „sicheres Risiko“.

Von den 38 Einzugsgebieten für die ein „mögliches Risiko“ ausgewiesen wurde, könnten 13 (34 %) über einen Zeithorizont, dem die jeweilige Grundwasseraufenthaltszeit zugrunde liegt), in die Risikoeinstufung „kein Risiko“ gelangen. Eine gleichbleibende Bewirtschaftung ohne erhöhte Stickstoffüberschüsse wäre hierfür die Grundvoraussetzung (Szenario 1).

Schon kurz- bis mittelfristig könnten die Voraussetzungen gleichbleibender Stickstoffüberschüsse (Szenario 2) in 9 von 38 Einzugsgebieten eine Verbesserung der Risikoeinschätzung „kein Risiko“ bringen. Dazu gehören die Fladnitz (ID 10705), ein Donau-Nebengewässer bei Tulln (ID 10830), der Göllersbach (10875), die Schmida, Stockerauer Arm (ID 10910), der Rußbach (11015), die Warme Fischa (ID 11175), Maiersdorfer Graben (ID 11365), der Stögersbach (ID 11365), der Tauschenbach (ID 11370) und die Thaya, Deutsche Thaya, Dyje (ID 12390).

Die höchste Anzahl an Verbesserungen würde auch bereits kurz- bis mittelfristig erfolgen, wenn die Stickstoffüberschüsse in den Risikogebieten weiter gesenkt werden könnten (Szenario 3). In diesem Fall gäbe es bei einer Minderung der Risikoquotienten in einem Bereich von 0,1 bis 0,2 durch das beschriebene Szenario eine Vielzahl von Einzugsgebieten mit moderaten Überschreitungen der unteren Klassengrenze für die Risikoeinschätzung eines „möglichen Risikos“, die in die Klasse „kein Risiko“ überführt werden könnten. Die Szenarioberechnungen zeigen hier die Möglichkeit, dies in 24 von 38 Einzugsgebieten (63 %) zu erreichen. Hier würden die zusätzlichen Reduktionen der Grundwassereinträge und der Einträge aus Drainagen ausreichen, um die Gewässer in Bezug auf den typspezifischen Richtwert NO_3-N in einen sicheren „guten Zustand“ zu bringen.

Auch wenn an dieser Stelle nicht abschließend bewertet werden kann, ob solche weitergehenden Minderungen der Stickstoffüberschüsse überall realistisch umsetzbar sind, so zeigen die Ergebnisse doch, dass bei schon jetzt deutlich erzielten Verbesserungen in Bezug auf die Zielerreichung für NO_3-N, zum einen auch in Zukunft noch mit Verbesserungen zu rechnen ist, die aus den bisherigen Anstrengungen zur Maßnahmenumsetzung folgen könnten, wenn hier weiter konsequent gehandelt wird (Szenario 1 und Szenario 2). Zum anderen können aber auch noch weitere, zielgerichtete Anstrengungen in einer Vielzahl von Einzugsgebieten zu deutlichen, weiteren Verbesserungen führen, in denen die Zielerreichung möglich, aber kritisch ist.

6.4.2 Szenarien zur Reduktion der Phosphor-Emissionen und Minderung der PO_4-P-Konzentrationen in Oberflächengewässern

In den Kapiteln 6.2 und 6.3 wurde die Erstellung und Umsetzung der Szenarien zur Reduktion des Bodenabtrages detailliert vorgestellt und ihr Potential zur Reduktion des partikulären Phosphoreintrages in Oberflächengewässer erörtert. Dabei konzentrierten sich die Berechnungen auf die zuvor ausgewiesenen Risikoregionen im Weinviertel, Mostviertel, den Grabenlandbächen in der Steiermark und dem Innviertel und der Traun-Enns-Platte in

Oberösterreich (siehe farbig hinterlegte Flächen in Abbildung 45). Insgesamt wurden die Szenarien für 88 MoRE-Einzugsgebiete erstellt. Dabei weisen 25 der betrachteten Einzugsgebiete laut Risikoanalyse ein Risiko auf (74 % aller Risikogebiete) und 27 Einzugsgebiete ein mögliches Risiko (36 % aller Einzugsgebiete mit möglichem Risiko). 36 der betrachteten Einzugsgebiete sind ohne Risiko, müssen aber im Kontext der Erfassung der Konzentrationen als Zubringer oder als oberhalb gelegene Einzugsgebiete miterfasst werden. Insgesamt deckt die Gebietsauswahl die Gebietskulisse für Phosphor somit in relevanter Weise ab. Mithilfe von MoRE kann der Eintrag über den betrachteten Pfad der Erosion aus landwirtschaftlich genutzten Flächen mit den anderen modellierten Eintragspfaden und den Gesamteinträgen verglichen werden. Vor allem aber können die Auswirkungen der Maßnahmen in Bezug auf die Erreichung des typspezifischen Richtwertes dargestellt werden. Für folgende Maßnahmen fand eine Szenariobetrachtung in MoRE statt, nachdem mithilfe der Modellierung mit RPhosFate (Kapitel 6.3) bereits räumlich differenzierte Aussagen zur Wirksamkeit der unterschiedlichen Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen oder -paketen getroffen (Kapitel 6.3.2) werden konnten:

- Grünstreifen (GRS)
- Grünstreifen in kritischen Herkunftsgebieten (GRS-KHG)
- Straßenrandstreifen (SRS)
- Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsbereichen (SRS-KHG)
- Kombination aus Grünstreifen und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsbereichen (GRS-SRS-KHG)
- Begrünte Fließwege (BFW_V1)
- Begrünte Fließwege (BFW_V3)
- Hackfruchtverbot - die Anpassung der Fruchtfolge auf weniger erosionsanfällige Kulturen (HFV)
- Umsetzung der Renaturierungsverordnung - dauerhafte Begrünung von Ackerflächen (RNG)
- Eine Maßnahmenkombination in kritischen Herkunftsbereichen (GRS-SRS-HFV-BFW-KHG)

Für das Szenario Begrünte Fließwege (BFW V2) wurde keine gesonderte Berechnung angestellt, da sich die Ergebnisse nicht maßgeblich von dem Szenario BFW V1 unterscheiden.

Ergebnisse der Szenarioanalyse - Punkquellen

Eine österreichweite Umsetzung eines Ablaufwertes von 0,5 mg P/l auf Kläranlagen >5.000 EW würde in 366 Einzugsgebieten zu einer Verringerung der Phosphor-Emissionen in die Oberflächengewässer führen. Insgesamt könnten 133 t/a (fast 19 %) der Phosphor-Emissionen aus Kläranlagen, oder 4 % der Gesamt-Emissionen in die Gewässer reduziert werden. Kämen diese weitergehenden Anforderungen an die Abwasserbehandlung in Einzugsgebieten zum Einsatz, die als Risikogebiete ausgewiesen wurden, könnte in 21 von den 34 Einzugsgebieten eine Reduktion der Gewässerkonzentrationen erzielt werden. In den anderen 13 Einzugsgebieten würde die Maßnahme wirkungslos bleiben. Eine Umsetzung der Maßnahme in den 21 Einzugsgebieten könnte die Phosphor-Emissionen aus Punktquellen von 31 t/a auf 24 t/a reduzieren.

Für sechs Einzugsgebiete könnte man auf Grundlage der in diesem Bericht durchgeführten Risikoanalyse für PO_4-P (Kapitel 4.4.2) ein als Risikogebiet ausgewiesenes Einzugsgebiet in ein Gebiet mit möglichem Risiko umwandeln. Bei diesen Gebieten handelt es sich um die Aschach (ID 10145), den Innbach (ID 10165), die Krems (Traun) – (ID 10285), die Pulkau (ID 11050) und die Saalach (ID 20765 und 20785). In den ersten drei aufgezählten Gewässern führt bereits eine geringe Verringerung des Risikoquotienten (Quotient aus gemessenem oder modelliertem 90 %-Perzentil und typspezifischem Richtwert) um etwa 0,1 aus dem modellierten jährlichen 90 %-Perzentil der PO_4-P-Konzentration und dem typspezifischen Richtwert zu einer Klassifizierung in der Klasse „mögliches Risiko“. Dies bedeutet zum einen, dass die Überschreitung des Richtwertes in der Evaluierung nur gering ausgeprägt ist, zum anderen zeigt sich aber auch ein nur geringer Einfluss der weitergehenden Reinigung kommunaler Kläranlagen auf eine mögliche Reduktion der PO_4-P-Konzentration im Oberflächengewässer. Eine höhere Effektivität der Maßnahmen findet sich in den Risikogebieten der Saalach (etwa eine Reduktion des Risikoquotienten um 0,2), aber insbesondere in der Pulkau (ID 11050), in der eine deutliche Überschreitung des typspezifischen Richtwertes ausgewiesen wird, der Risikoquotient durch die Maßnahme aber fast um 0,7 reduziert werden kann.

Weitere Veränderungen der Klassifizierung in Risikoklassen von einem „möglichen Risiko“ hin zu der Klasse „ohne Risiko“ lassen sich für neun Einzugsgebiete ausweisen. Dazu gehören in der Reihenfolge des Minderungspotentials des Risikoquotienten die Pulkau (ID 11055 und ID 11060), der Altbach (ID 10865), der Drauchenbach (ID 12150), der Thanabach (ID 11030), der Taschlbach (ID 11080), die Mur (ID 12505), der Gnasbach (ID 10870) und die Zaya (ID 11095). Nur in den ersten drei genannten Flusseinzugsgebieten werden

nennenswerte Reduktionen des Risikoquotienten von 0,3 bis fast 0,2 erzielt. In den übrigen liegen die Minderungen des Quotienten deutlich unter 0,1.

Unter dem Aspekt der Effektivität der Maßnahme in Risikogebieten (ohne dabei in eine niedrigere Klasse der Risikobewertung zu gelangen) werden die höchsten Verringerungen des Risikofaktors in der Stiefling (12070) mit einer Minderung um fast 0,6, der Vils (ID 10035) (Minderung um 0,3) und der Erla (ID 10510) mit einer Minderung um fast 0,3 erzielt.

Alle Einzugsgebiete mit möglichen Minderungen, die Höhe der Minderung im Einzugsgebiet (in t P/a) sowie die Verringerung des Risikoquotienten werden in Anhang 7 „Szenarioanalyse MoRE“ aufgeführt.

Es zeigt sich, dass die Maßnahme in einzelnen Einzugsgebieten zu einer deutlichen Verbesserung der Belastungssituation für PO_4-P führen würde. Besonders hervorzuheben sind die Pulkau (ID 11050, ID 11055 und ID 11060), die Saalach (ID 20765 und 20785), die Stiefling (12070), Vils (ID 10035) und die Erla (ID 10510).

Ergebnisse der Szenarien Analyse - Bodenabtrag

In 88 Einzugsgebieten wurden die zehn Szenarien zur Minderung des Eintrages von Phosphor in die Oberflächengewässer durch Emissionen aus der Erosion landwirtschaftlich genutzter Flächen umgesetzt. Darin sind 74 % aller österreichweit ausgewiesenen Risikogebiete sowie 35 % aller ausgewiesenen Einzugsgebiete mit möglichem Risiko enthalten. Die Relevanz des Eintrages von Phosphor aus der Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen zeigt sich an dessen Anteil an den Gesamt-Phosphor-Emissionen. Dieser liegt im Mittel bei fast 47 % und bei einem Maximum von 79 %, was die Dominanz dieses Eintragspfades in den allermeisten betrachteten Einzugsgebieten unterstreicht.

In den 88 betrachteten Einzugsgebieten zeigen sich deutliche Unterschiede bei der Wirksamkeit der Maßnahmen, um Phosphor-Einträge in die Oberflächengewässer zu reduzieren.

Von einer möglichen Reduktion von 27 bis 28 t P/a für die Maßnahme „begrünte Fließwege“, die sich durch ihren zielgerichteten Einsatz und geringen Flächenanspruch auszeichnet (jedoch einen erhöhten Aufwand bei der Umsetzung aufweist), über 60 t P/a für die Maßnahme „Grünstreifen“ sowie einer Kombination von „Grünstreifen und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsgebieten“ (potenzielle Reduktion von 89 t P/a) finden sich

rein mengenmäßig die höchsten summierten potenziellen Reduktionen für die Umsetzung der „Renaturierungsverordnung“ (93 t P/a) und erwartungsgemäß für die Kombination aus den Maßnahmen „Grünstreifen, Straßenrandstreifen, Hackfruchtverbot und begrünte Fließwege in kritischen Herkunftsgebieten“ mit 115 t P/a. Dabei können die Emissionen aus dem spezifischen Eintragspfad der Erosion aus landwirtschaftlich genutzten Flächen bei Anwendung der genannten Maßnahmen (berechnet über die Modellierung mit dem Emissionsmodell MoRE) potenziell um 15 %–16 %, 33 %, 49 %, bzw. 51 % und 63 % deutlich reduziert werden. Bei einem mittleren Anteil des Eintragspfades der Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen von 47 an den Gesamt-Phosphor-Emissionen reduzieren sich diese also jeweils um knapp die Hälfte. Somit werden durch die Maßnahmen zur Reduktion des Bodenabtrages in landwirtschaftlich genutzten Flächen in den betrachteten Einzugsgebieten im Mittel Reduktionen zwischen 7 % und 31 % möglich.

Eine dezidierte Darstellung der regionalen Wirksamkeit in den Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark und Oberösterreich wird in Kapitel 6.3.2 und Tabelle 22 bereitgestellt. In diesem Kapitel wird in weiterer Folge der Fokus auf eine mögliche Unterschreitung der typspezifischen Richtwerte für PO_4-P in einzelnen Einzugsgebieten mit Zielverfehlung gelegt.

Auswirkung der Maßnahmen auf die Zielerreichung

Die Modellberechnungen zeigen, dass bei konsequenter Umsetzung einzelner Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen in den Regionen (oder Bundesländern) eine hohe Anzahl an Einzugsgebieten in eine bessere Risikoeinstufung als dem „sicheren Risiko“ überführt werden können (Tabelle 23). Eine Ausnahme bildet das Weinviertel. Hier können die Maßnahmen zur Reduktion des Bodenabtrages von landwirtschaftlichen Flächen bei ausgeprägten Überschreitungen des typspezifischen Richtwertes (und daraus folgend hohen Risikoquotienten) diesen nur in einem geringen Umfang verringern, wobei die Grünrandstreifen hier noch zu den nennenswertesten Minderungen führen (um 0,1). Die Reduktionen reichen aber in der Fugnitz (ID 11045) und der Pulkau (ID 11050 und ID 11065) sowie in der Schmida (ID 10905 und 10910) nicht aus, um aus der Risikoklasse „sicheres Risiko“ in die Klassen „mögliches Risiko“ oder „kein Risiko“ abgestuft zu werden. Für die Pulkau (ID 11050) konnte aber eine sehr hohe Wirksamkeit über die Reduktion der P-Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen >5.000 EW aufgezeigt werden.

Auch im Mostviertel sind nur wenige Maßnahmen wirksam genug, um einen Wechsel der Risikoklasse von „sicherem Risiko“ zu „möglichen Risiko“ zu bewirken. Das gilt auch für die Kombination der Maßnahmen „Gewässerstreifen und Straßenrandstreifen in kritischen

Herkunftsgebieten“, ohne dass die darüber hinaus integrierten Maßnahmen (HFV und BFW) noch nennenswertes weiteres Verbesserungspotential bieten als jene der Grünland- und Straßenrandstreifen. Letztere könnten in zwei (Erla, ID 10510 und ID 10515) von vier Risikogebieten durch die Kombination von Grünlandstreifen und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsbereichen einen Wechsel in der Risikobewertung bewirken, wobei eine deutliche Reduktion des Risikoquotienten um 0,4 die potenzielle Wirksamkeit bei der Reduktion der PO_4-P 90 %-Perzentil-Konzentrationen unterstreicht.

Tabelle 23: Anzahl der Einzugsgebiete mit „sicherem Risiko“, die durch die Reduktion der Phosphor Einträge der einzelnen Maßnahmen in den Risikoregionen in die Klasse „mögliches Risiko“ überführt werden können; Gesamtanzahl der erfassten Risikogebiete in Klammern.

Bundesland / Region	GRS	GRS KHG	SRS	SRS KHG	GRS SRS KHG	BFW 1	BFW 3	HFV	RNG	KOMBI
Oberösterreich (15)	2	2	8	7	8	4	4	5	9	9
Weinviertel (5)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mostviertel (2)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
Steiermark (3)	1	1	1	1	3	1	1	3	3	3
Summe (25)	**3**	**38**	**9**	**8**	**13**	**5**	**5**	**8**	**12**	**14**

Deutlich klarer fallen die Wirksamkeiten der Maßnahmen zur Minderung der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen in den Regionen Oberösterreich und Steiermark (Grabenlandbäche) aus. In Oberösterreich würde die Umsetzung der Renaturierungsverordnung sowie die Maßnahmenkombination die höchste Anzahl an Einzugsgebieten aus der Klasse des „sicheren Risikos“ in ein mögliches Risiko überführen (neun von fünfzehn). Dabei würden die höchsten Reduktionen der PO_4-P 90 %-Perzentil-Konzentrationen durch die Maßnahme RNG erfolgen mit Minderungen des Risikoquotienten zwischen 0,2 und 0,7. Bei den betroffenen Einzugsgebieten handelt es sich um die Aschach (ID 10135 und 10145), den Innbach (10165) und die Krems (ID 10285) – in den drei letztgenannten wäre ebenfalls die betrachtete Maßnahme auf den Kläranlagen >5.000 EW möglich und erfolgreich, was für eine mögliche Kombination der Maßnahmen spricht.

Des Weiteren wären die Erosionsmaßnahmen wirksam im Ipfbach (ID 10295), dem Kristeinerbach (ID 10300), der Osternach (20935) und der Pram (ID 20965 und ID 20970). Ähnliche, aber geringfügig geringere Minderungen könnten durch die Maßnahmenkombination aus den Gewässerstreifen, den Straßenrandstreifen, dem Hackfruchtverbot und der begrünten Fließwege in kritischen Herkunftsgebieten erzielt werden. Hier sind auch die Straßenrandstreifen enthalten, die auch alleine eine hohe Wirksamkeit in den als Risikogebieten eingestuften Einzugsgebieten in Oberösterreich erzielen können. Ähnliches gilt für die Steiermark, in der jedes der drei betrachteten Risikogebiete (Schwarzaubach ID 12125, Otterbach, ID 12135 und Aiterbach, ID 12260) durch die in den Szenarien ermittelte Maßnahmenwirksamkeit in ein Einzugsgebiet mit „möglichem Risiko" umgewandelt werden könnte. Hier wäre insbesondere die Maßnahmenkombination aus „Grünstreifen, Straßenrandstreifen, Hackfruchtverbot und begrünte Fließwege in kritischen Herkunftsgebieten" die wirksamste Maßnahme, mit Reduktionen des Risikoquotienten in einer Höhe von 0,4 bis 0,6. Ähnlich wirksam wäre die Umsetzung der Renaturierungsverordnung(RNG). In beiden Fällen könnte der Aiterbach (ID 12260) sogar aus einem „sicheren Risiko" in die Klasse „kein Risiko" überführt werden. Ebenfalls wirksam wäre die Kombination von „Gewässerstreifen und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsbereichen".

Auch für die Gebiete der ausgewählten Regionen mit einer „möglichen Zielverfehlung" können bei konsequenter Umsetzung einzelner Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen eine hohe Anzahl an Einzugsgebieten in die bessere Risikoeinstufung „kein Risiko" überführt werden (Tabelle 24).

Dabei stechen in Oberösterreich und im Weinviertel die Maßnahmenkombination aus „Grünstreifen, Straßenrandstreifen, Hackfruchtverbot und begrünte Fließwege in kritischen Herkunftsgebieten" und die Umsetzung der Renaturierungsverordnung (RNG) deutlich hervor, wobei im Weinviertel auch die Schaffung von Grünstreifen eine hohe Wirksamkeit erzielt. Die Einzugsgebiete, in denen ein Sprung in eine niedrigere Risikoklasse möglich wäre, betreffen den Gmoosbach (ID 10870), die Schmida (10915), die Pulkau (ID 11060), den Taschlbach (ID 11080) und die Zaya (ID 11095). Mit Ausnahme der Schmida, aber auch in einem weiteren Einzugsgebiet der Pulkau (ID 11055), sind in den genannten Gebieten des Weinviertels die erhobenen Ablaufverminderungen auf Kläranlagen >5.000 EW erfolgreich, was eine Kombination von Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft und der Landwirtschaft nahelegt. In Oberösterreich betrifft die mögliche Verbesserung der Risikoeinschätzung den Schedlbergerbach (ID 10280), den Grünbach (ID 12265), die Mettnach (ID 20905), die Oberach (ID 20925) und den Gurtenbach (ID 20945).

Tabelle 24: Anzahl der Einzugsgebiete mit „möglichen Risiko“, die durch die Reduktion der Phosphor-Einträge der einzelnen Maßnahmen in den Risikoregionen in die Klasse „kein Risiko“ überführt werden können; Gesamtanzahl der erfassten Risikogebiete in Klammern.

Bundesland / Region	GRS	GRS KHG	SRS	SRS KHG	GRS SRS KHG	BFW 1	BFW 3	HFV	RNG	KOMBI
Oberöster-reich (9)	0	0	2	2	2	1	1	1	4	5
Weinviertel (9)	6	5	1	1	5	3	3	1	4	5
Mostviertel (6)	1	1	1	1	1	0	1	1	1	3
Steiermark (3)	1	0	1	1	1	0	0	1	1	3
Summe (27)	**7**	**6**	**5**	**5**	**9**	**4**	**5**	**4**	**10**	**16**

Im Mostviertel kann durch einzelne Maßnahmen nur die Siernig (ID 10680) aus einem möglichen Risiko in die Klasse „kein Risiko“ überführt werden, da sie nur knapp über dem festgelegten Risikoquotienten liegt, der die untere Schwelle der Klasse „mögliches Risiko“ definiert. Deutliche Verringerungen dieses Quotienten sind durch Umsetzungen von „Straßenrandstreifen“, oder einer Kombination von „Grünstreifen und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsbereichen“ möglich. Die Umsetzung der Kombination aus „Grünstreifen, Straßenrandstreifen, Hackfruchtverbot und begrünte Fließwege in kritischen Herkunftsgebieten“ erzielt die höchsten Reduktionen, liegt aber in einem vergleichbaren Bereich wie die Kombination aus Grünstreifen und Straßenrandstreifen.

Ähnlich wie für die Siernig im Mostviertel ist die Situation der Lendva (ID 12165) im Grenzbereich der Steiermark. Auch hier führen verschiedene, mäßig wirksame Maßnahmen zu einer Unterschreitung der Risikoschwelle. Deutlichere Minderungen werden nur durch die Kombination von „Grünstreifen und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsgebieten“ aber insbesondere durch die Maßnahmenkombination aus „Grünstreifen, Straßenrandstreifen, Hackfruchtverbot und begrünten Fließwegen in kritischen Herkunftsgebieten“ erzielt. Letztere Maßnahme führt auch in der Stiefling (ID 12065) und dem Saßbach (ID 12140) zu geringfügigen Unterschreitungen bei einer Minderung des Risikoquotienten von etwa 0,3.

Die Betrachtung der Maßnahmenwirksamkeiten mittels Szenarien zeigt, dass bei zielgerichteter Umsetzung der verschiedenen Maßnahmen zur Reduktion des Bodenabtrages und der Reduktion der Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen >5.000 EW noch erhebliches Potential für die Erreichung des guten Zustandes (Unterschreitung der typspezifischen Richtwerte für PO_4-P) vorhanden ist. Dabei ist aber eine konsequente Umsetzung in den ausgewiesenen Risikogebieten, also eine hohe Teilnahme an den Maßnahmen, notwendig. In Oberösterreich und im Weinviertel sind in verschiedenen Risiko-Einzugsgebieten Kombinationen von Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft und in der Landwirtschaft ein vielversprechender Ansatz.

Die Szenario-Untersuchungen zeigen aber auch, dass in verschiedenen Einzugsgebieten mit meist sehr hohen Überschreitungen des typspezifischen Richtwertes auch eine konsequente Umsetzung der hier betrachteten Maßnahmen zu keiner Zielerreichung führen wird. Zu nennen sind hier Teileinzugsgebiete von Antiesen, Sulzbach, Trattnach, Große Gusen, Schmida, Fugnitz, Pulkau und Weidenbach. Hier liegen die Überschreitungen oftmals in der Höhe des Richtwertes oder darüber, so dass Reduktionen des Risikoquotienten von >1,0 notwendig würden. Hier wäre zu prüfen, ob weitergehende Maßnahmen und insbesondere Kombinationen von Maßnahmen in den verschiedenen Eintragspfaden ein vielversprechendes Potential hätten, um hier eine Zielverfehlung zu vermeiden.

6.4.3 Zusammenfassung der Szenarioanalyse mit MoRE

Bereits die Ergebnisse der Risikoanalyse (Kapitel 4.4) unterstreichen die schon in der vorhergegangenen Risikoanalyse (BMNT, 2022) getroffene Einschätzung, dass sich in Bezug auf Stickstoff die Situation der Gewässergüte in Österreich Schritt für Schritt verbessert. Die ausgewählten Szenarien, die maßgeblich weitere Reduktionen im Grundwasserpfad und den Eintragspfad über Drainagen betrachtet haben, die über Eingangsparameter wie den langfristigen und aktuellen Stickstoffüberschüssen gesteuert werden, verdeutlichen, dass der eingeschlagene Weg der richtige ist und zeitverzögerte Effekte aus den bisher umgesetzten Maßnahmen auch noch in Zukunft zu Verbesserungen führen werden. Der Zeitraum, über den diese Verbesserungen (bei gleichbleibenden Stickstoffüberschüssen) eintreten, ist jedoch maßgeblich von den Grundwasseraufenthaltszeiten abhängig, die insbesondere in den verbleibenden Risikogebieten hoch sind (30 bis 40 Jahre und mehr). Die Ergebnisse zeigen auch, dass mit Ausnahme von sehr wenigen Einzugsgebieten insbesondere auch durch weitere Anstrengungen und Reduktionen der Stickstoffüberschüsse mit weiteren Verbesserungen der Gewässerqualität und Reduktionen der NO_3-N-Konzentrationen gerechnet werden kann. In einzelnen Einzugsgebieten, in denen die ausgeführten Szenarien

nur zu geringen oder nicht ausreichenden Verbesserungen führen, sind dagegen andere (Gmoosbach) oder zusätzlich Maßnahmen (Thayamühlbach) in Erwägung zu ziehen.

Auch bei den Phosphor-Emissionen wurden deutliche Verringerungen festgestellt. Die Höhe der Überschreitung der PO_4-P-Richtwerte (ausgedrückt im Risikoquotienten) übertrifft aber häufig jene für NO_3-N deutlich. Entsprechend sind in einigen Einzugsgebieten erhebliche Verringerungen der Phosphor-Einträge nötig, während diese beim Stickstoff schon deutlich moderater ausfallen. Szenarioanalysen für eine weitere Reduktion der Phosphor-Ablaufkonzentrationen auf Kläranlagen >5.000 EW und einer Vielzahl an Maßnahmen zur Reduktion des partikulären Phosphoreintrages aus der Erosion landwirtschaftlicher Flächen in 88 Einzugsgebieten (mit hoher Priorität) wurden durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass es in einer Vielzahl von Einzugsgebieten bei konsequenter Umsetzung, vereinzelt auch einer kombinierten Maßnahmengestaltung (auf Kläranlagen und in der Landwirtschaft oder von mehreren gleichzeitigen Maßnahmen in der Landwirtschaft), zu deutlichen Reduktionen der Risikoquotienten bis zu 0,7 – bei Kombination auch darüber – kommen kann. Dabei spielen auch regionale Bedingungen eine große Rolle für die Maßnahmenwirksamkeit, was klar dargelegt werden konnte. Bei etwa der Hälfte der noch bestehenden Einzugsgebiete mit „sicherem Risiko“ oder möglichem Risiko“ sind Verschiebungen in die nächstunkritischere Risikoklasse möglich. Eine Voraussetzung für einen Erfolg ist jedoch eine sehr konsequente Umsetzung mit sehr hohen Teilnahmen, wobei ein Vorteil gegenüber Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffeinträge in dem schnell einsetzenden Effekt der Maßnahmen zu sehen ist. Die vielversprechendsten Maßnahmen sind die Kombination von Gewässerstreifen und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsgebieten, die Umsetzung der Renaturierungsverordnung oder die Maßnahmenkombination aus Gewässer- und Straßenrandstreifen, Hackfruchtverbot und begrünten Fließwegen in kritischen Herkunftsgebieten. Die Ergebnisse weisen jedoch auch darauf hin, dass in einer Anzahl von Oberflächengewässern die Höhe der Überschreitungen der PO_4-P-Konzentrationen (als 90 %-Perzentile) so hoch ist, dass trotz großer Anstrengungen, die auch deutliche Verbesserungen der Gewässerqualität mit sich bringen, eine Unterschreitung der bestehenden typspezifischen Richtwerte, nicht wahrscheinlich ist.

7 Schlussfolgerungen

Das Modell MoRE kommt für eine österreichweite Emissionsmodellierung für Stickstoff und Phosphor für die Modellierungsperiode 2015–2020 zum Einsatz und führt die bereits für die Jahre 2001–2006 und 2009–2014 erfolgte Emissionsmodellierung für Österreich fort. Durch die kontinuierliche Fortführung der Modellierung – zuletzt ohne wesentliche Änderung bei den Berechnungsansätzen relevanter Eintragspfade – wird eine gute Informationslage geschaffen, die Entwicklungen im Bereich der Stoffeinträge erfasst und ihre Auswirkungen quantifiziert.

Eine Aktualisierung der Eingangsdaten und ein Vergleich mit der vorangegangenen Periode zeigte für wesentliche Kenngrößen wie den Bodenabtrag von landwirtschaftlichen Flächen oder den Stickstoffüberschuss deutliche Verringerungen zum Zeitraum von 2009–2014, wobei dieselben Methoden und Datengrundlagen verwendet wurden. Der Rückgang der genannten Eingangsgrößen – insbesondere der Bodenabträge, wird auch dadurch begünstigt, dass die Jahre 2015–2020 insgesamt niedrigere Niederschläge aufweisen als die Periode 2009–2014. Die Abnahme beim Bodenabtrag und den Stickstoffüberschüssen spiegelt sich auch in den aus dem GZÜV-Monitoring berechneten Jahresfrachten der österreichischen Gewässer wider. Der hier ermittelte Rückgang der Stickstoff-Emissionen stimmt ebenfalls grundsätzlich mit den Ergebnissen und Trends der Auswertungen des aktuellen Nitratberichtes (BML, 2024) überein. Bei den kommunalen Kläranlagen wurden erstmalig auch Anlagengrößen von 50 EW–500 EW berücksichtigt. Auch hier wird für die Summe der Punktquelleneinträge (kommunale und industrielle Einträge) eine Reduktion der Einträge festgestellt, die bei Phosphor deutlicher ausfällt als bei Stickstoff.

Während die Modellstruktur die Veränderungen der Eingangsdaten (Stickstoffüberschuss, Bodenabtrag) grundsätzlich plausibel auf die Ergebnisse (Gewässerfrachten und Konzentrationen) überträgt und für Stickstoff zu einem guten Pegelabgleich führt, verbleiben bei Phosphor und seiner hohen, abflussbeeinflussten Dynamik weiterhin Unstimmigkeiten. Diese kommen durch Defizite bei der Berechnung der Einträge aus den gebirgigen, offenen Regionen (meist partikulärer, mineralischer Phosphor) und durch Defizite bei den Möglichkeiten der Retentionsberechnung zustande.

In vorangegangenen Projekten konnten an Sedimentfrachten kalibrierte Ansätze zur Berechnung der Sedimenteinträge aus den alpinen Bereichen erstellt werden. Jedoch war eine

adäquate Anpassung der Retentionsansätze der Modelle bislang nicht möglich. In Summe kommt es so zu einer Überschätzung der Gewässerfrachten, da die erhöhten Einträge nicht durch eine entsprechende Retention im Gewässer gemindert werden. Infolgedessen musste auf ältere, aufeinander abgestimmte Modellansätze zurückgegriffen werden, bei der niedrigere Eintragsraten herangezogen werden, die durch die vorhandenen Retentionsansätze ausreichend abgemindert werden. Trotz Nutzung der aufeinander abgestimmten Ansätze kommt es bei der Berechnung der PO_4-P-Konzentrationen über die Modellansätze zu einer systematischen Überschätzung um etwa 20 %. Diese Überschätzung wurde bei der Bildung von Risikoklassen in der Risikoanalyse berücksichtigt.

Nach Umlegung der Stickstoff und Phosphor Emissionen der einzelnen Eintragspfade auf NO_3-N- und PO_4-P-Einträge in den Einzugsgebieten und einer unter Berücksichtigung des Abflusses berechneten Konzentration, konnte eine Risikoanalyse für die genannten Stoffe in den 754 österreichischen Einzugsgebieten durchgeführt werden. Dabei wurden die Modellergebnisse herangezogen (als 90 %-Perzentil berechnet) und mit den typspezifischen Richtwerten verglichen. Bei der Risikoabschätzung wurden die Unsicherheiten der Modellierung durch Klassenbildungen berücksichtigt. Für NO_3-N liegt „kein Risiko“ bei einem Faktor von modellierter Konzentration und Richtwert von <0,8 vor, ein „mögliches Risiko“ wird bei einem Faktor zwischen 0,8–1,2 ausgewiesen und ein „sicheres Risiko“ bei einem Faktor >1,2 veranschlagt. Für die PO_4-P-Konzentrationen (90 %-Perzentil) wurden diese Klassen aufgrund der systematischen Überschätzung jeweils um 0,2 nach oben verlegt. „Kein Risiko“ bei einem Faktor von modellierter Konzentration und Richtwert von <1,0 vor, ein „mögliches Risiko“ wird bei einem Faktor zwischen 1,0–1,4 ausgewiesen und ein „sicheres Risiko“ bei einem Faktor >1,4 veranschlagt.

Die Ergebnisse der Risikoabschätzung zeigen einen Rückgang der Einzugsgebiete mit möglichem und sicherem Risiko für NO_3-N von 10 % (2009–2014) auf 6 % (2015–2020). Dagegen nehmen jene Einzugsgebiete mit möglichem oder sicherem Risiko für PO_4-P von 11 % auf 15 % zu. Betrachtet man beide Kriterien gemeinsam, ergibt sich ein sehr geringer Rückgang von 16,5 % auf 16,3 %. Insgesamt geht auch die Höhe der Überschreitung deutlich (für NO_3-N) und leicht (für PO_4-P) zurück.

Bei der Ausweisung von Risikoregionen, also jenen Landschaftsräumen mit klaren Ballungen von Einzugsgebieten im sicheren Risiko, deutet sich für NO_3-N eine deutliche Reduktion der kritischen Regionen an. Wurden 2009–2014 noch die verschiedenen Regionen im Waldviertel (2), Weinviertel (2) und am Neusiedlersee (1) ausgewiesen, beschränkt sich die Auswahl nun auf eine Region im Waldviertel und eine Region im Weinviertel. Für PO_4-P sind die

ausgewiesenen Risikoregionen gleichgeblieben. Neben Regionen im Innviertel, Hausruckviertel, der Traun-Enns-Platte, dem Weinviertel und der Grabenlandbäche in der Steiermark wurde nun zudem eine Region im Mostviertel ausgewiesen.

Bei den Stickstoffemissionen zeigt sich ein deutlicher Rückgang der hohen Einträge aus dem Untergrund (Grundwasser-Basisabfluss und Zwischenabfluss und Drainagen) von landwirtschaftlichen Flächen, was durch die geringeren Stickstoffüberschüsse zustande kommt. In Regionen mit Risiko sind diese aber noch immer die dominanten Eintragspfade. Die Ergebnisse zeigen auch, dass es durch regionsspezifische Besonderheiten, wie den geringen Niederschlägen und damit assoziierten geringen Abflüssen im Weinviertel trotz geringer flächenspezifischer Einträge bereits zu Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte kommen kann.

Bei den Phosphoremissionen zeigt sich ebenfalls ein deutlicher Rückgang der Einträge aus der Erosion von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Auch hier gilt, dass dieser Eintragspfad in den Risikoregionen weiterhin der klar dominante Verursacher einer Richtwertüberschreitung bleibt.

Insgesamt zeigt sich, dass die Periode 2015–2020 verglichen mit jener aus 2009–2014 Bedingungen aufweist (reduzierte Niederschlagsabflussbedingungen, verringerte Bodenabträge und Stickstoffüberschüsse), die zu einer Reduktion der Einträge von Nährstoffen aus diffusen Quellen führt.

Für Stickstoff dürfte das auch in einem immer weiter optimierten Düngemanagement und durch die Umsetzung freiwilliger Maßnahmen aus der GAP und verbindlicher Maßnahmen aus dem Aktionsprogramm Nitrat begründet sein. Ebenfalls zeigt das seit 30 Jahren praktizierte österreichische Maßnahmenprogramm ÖPUL gerade für Stickstoff Wirkung, da durch den Haupteintragspfad Grundwasser (mit z. T. langen Grundwasseraufenthaltszeiten) der Effekt erst mit starker Zeitverzögerung im Gewässer ankommt.

Ob im Falle der Phosphoreinträge und dem ermittelten geringeren Bodenabtrag von landwirtschaftlichen Flächen auch ursächlich die Umsetzung von Maßnahmen als Grund herangezogen werden kann, oder ob dies eher auf günstigere Niederschlagsbedingungen in der aktuellen Modellperiode zurückzuführen ist, konnte nicht im Detail geklärt werden. Die österreichweite Emissionsmodellierung weist aber sowohl für die diffusen Einträge als auch für die Einträge aus Punktquellen deutlich geringere Emissionen als in den

vorangegangenen Perioden auf. Diese Modellergebnisse werden durch die aus Messwerten berechneten Gewässerfrachten gestützt.

Ein spezifischer Fokus des Projektes lag in der Evaluierung von Maßnahmenszenarien für die Reduktion des Bodenabtrages von landwirtschaftlichen Flächen und dem damit verbundenen Gewässereintrag von feststoffassoziiertem Phosphor. Zu diesem Zweck kam in jenen Regionen Österreichs, wo ein relevanter Anteil des P-Eintrags in die Oberflächengewässer über landwirtschaftliche Erosion stattfindet und das Risiko einer Zielwertverfehlung des guten Gewässerzustandes aufgrund von PO_4-P-Belastungen besteht, das rasterbasierte Emissions- und Transportmodel RPhosFate zum Einsatz.

Um regionsspezifische Unterschiede besser abbilden zu können, wurde die Frage der Art der Ableitung von Abflüssen aus Straßengräben, welche für den P-Eintrag in Gewässer aufgrund einer Kurzschlussbildung wesentlich sein kann, über eine gezielte Begehung und Kartierung in ausgewählten Pilotregionen erhoben. Es zeigten sich zwischen den Regionen in Oberösterreich, im Mostviertel, im Weinviertel und im Bereich der Grabenbäche in der Steiermark deutliche Unterschiede, die im Modell entsprechend implementiert wurden.

Generell sind Maßnahmen dann flächeneffizient (hohe Wirksamkeit bezogen auf die Maßnahmenfläche), wenn sie auf bzw. unterhalb der sogenannten kritischen Herkunftsgebiete platziert werden, welche über RPhosFate ausgewiesen werden können. Aufgrund regionsspezifischer Unterschiede variiert allerdings die erreichbare Gesamtwirksamkeit einzelner Maßnahmen zur Reduktion des erosionsbürtigen Phosphoreintrages in die Gewässer auf Ebene von Einzugsgebieten zwischen den Regionen beträchtlich.

- Gewässerrandstreifen zeigen im **Weinviertel** eine besondere Gesamtwirksamkeit, da viele Ackerflächen direkt an Gewässer angrenzen. Durch die Ausweisung von Pufferstreifen kann der PP-Transport in die Gewässer deutlich reduziert werden. Auch im **Mostviertel** sind Gewässerrandstreifen sehr wirksam, insbesondere in Kombination mit Straßenrandstreifen.
- Straßenrandstreifen (oder andere Maßnahmen zur Reduktion des aus Straßengräben in Gewässer abgeleiteten Abflusses) zeigen in der **Steiermark** die höchste Gesamtwirksamkeit, da viele Ackerflächen an Straßen mit unterirdischer Ableitung des Hangwassers angrenzen. Auch in **Oberösterreich** sind Straßenrandstreifen wirksam, insbesondere in Kombination mit anderen Maßnahmen wie Gewässerrandstreifen, Umwandlung von Ackerflächen auf besonders kritischen Herkunftsgebieten und begrünten Fließwegen.

- Die dauerhafte Begrünung von besonders erosionsgefährdeten Ackerflächen ist eine wichtige Maßnahme in der **Steiermark**, im **Weinviertel und in Oberösterreich**, da hier ein geringer Flächenanteil als besonders eintragsrelevant identifiziert werden konnte, während im Mostviertel die besonders kritischen Herkunftsgebiete weniger klar abgegrenzt werden können.
- Die Anpassung der Fruchtfolge auf weniger erosionsanfällige Kulturen hat eine vergleichsweise niedrige Flächeneffizienz. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Nutzungseinschränkung durch diese Maßnahme am geringsten ist, da die Flächen weiter als Acker genutzt werden können. So kann diese Maßnahme in Kombination mit anderen Maßnahmen **im Mostviertel, in der Steiermark und in Oberösterreich** eine relevante Ergänzung sein, wenn der Schwerpunkt der ackerbaulichen Produktion aktuell auf erosionsanfälligen Kulturen wie Hackfrüchten liegt.

Nach einem Übertrag der durch die Erosionsmodellierung mit RPhosFate berechneten Szenarien in das Modell MoRE in 88 priorisierten Einzugsgebieten (25 Einzugsgebiete mit „sicherem Risiko“ und 27 mit „möglichem Risiko“ sowie 36 Zubringern, Ober- oder Unterliegern ohne Risiko), konnten die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Zielerreichung der typspezifischen Richtwerte von PO_4-P ermittelt werden. Zusätzlich wurde ein Szenario zur Reduktion der Ablaufkonzentrationen auf Kläranlagen >5.000 EW (0,5 mg P/l) implementiert. Für die Betrachtung der Stickstoffemissionen und den daraus resultierenden NO_3-N-Konzentrationen und einer nachfolgenden Evaluierung des Einflusses auf eine Risikoverfehlung wurden drei Szenarien berechnet, die den erwartbaren weiteren Effekt über die Grundwasseraufenthaltszeit aufzeigen, unter der Annahme gleichbleibend niedriger Stickstoffüberschüsse, wie für die Periode 2015–2020 (Szenario 1), denselben Effekt bis zum Jahr 2030 darstellen und so die kurz- bzw. mittelfristige Wirksamkeit beschreiben (Szenario 2) und ein weiteres Szenario bis 2030, in dem weitere Verringerungen des Stickstoffüberschusses um 30 % angenommen werden.

Die ausgewählten Szenarien für Stickstoff, die maßgeblich weitere Reduktionen im Grundwasserpfad und den Eintragspfad über Drainagen betrachtet haben, verdeutlichen, dass der eingeschlagene Weg der richtige ist und zeitverzögerte Effekte aus den bisher umgesetzten Maßnahmen auch noch in Zukunft zu Verbesserungen führen werden. Der Zeitraum, über den diese Verbesserungen (bei gleichbleibenden Stickstoffüberschüssen) eintreten, ist jedoch maßgeblich von den Grundwasseraufenthaltszeiten abhängig, die insbesondere in den verbleibenden Risikogebieten hoch (30 bis 40 Jahre und mehr) sind. Die Ergebnisse zeigen auch, dass mit Ausnahme von wenigen Einzugsgebieten insbesondere auch durch weitere Anstrengungen und Reduktionen der Stickstoffüberschüsse mit weiteren Verbesserungen

der Gewässerqualität und Reduktionen der NO_3-N-Konzentrationen gerechnet werden kann. In einzelnen Einzugsgebieten, in denen die ausgeführten Szenarien nur zu geringen oder nicht ausreichenden Verbesserungen führen, sind dagegen andere (Gmoosbach) oder zusätzliche Maßnahmen (Thayamühlbach) in Erwägung zu ziehen.

Die Höhe der Überschreitung der PO_4-P-Richtwerte (ausgedrückt im Risikoquotienten) übertrifft häufig jene für NO_3-N deutlich. Entsprechend sind in einigen Einzugsgebieten erhebliche Verringerungen der Phosphor-Einträge nötig. Die Ergebnisse zeigen, dass es in einer Vielzahl von Einzugsgebieten bei konsequenter Umsetzung, vereinzelt auch einer kombinierten Maßnahmengestaltung (auf Kläranlagen und in der Landwirtschaft oder von mehreren gleichzeitigen Maßnahmen in der Landwirtschaft) zu deutlichen Reduktionen der Risikoquotienten bis zu 0,7 – bei Kombination auch darüber – kommen kann. Bei etwa der Hälfte der noch bestehenden Einzugsgebiete mit „sicherem Risiko“ oder möglichem Risiko“ sind Verschiebungen in die niedrigere Risikoklasse möglich. Eine Voraussetzung für einen Erfolg ist jedoch eine sehr konsequente Umsetzung mit sehr hohen Teilnahmen. Die vielversprechendsten Maßnahmen sind die Kombination von Gewässerstreifen und Straßenrandstreifen in kritischen Herkunftsgebieten, die Umsetzung der Renaturierungsverordnung oder die Maßnahmenkombination aus Gewässer- und Straßenrandstreifen, Hackfruchtverbot und begrünten Fließwegen in kritischen Herkunftsgebieten.

Die Ergebnisse weisen jedoch auch darauf hin, dass in einer Anzahl von Oberflächengewässern die Höhe der Überschreitungen der PO_4-P-Konzentrationen (als 90 %-Perzentile) so hoch ist, dass trotz großer Anstrengungen, die auch deutliche Verbesserungen der Gewässerqualität mit sich bringen, eine Unterschreitung der bestehenden typspezifischen Richtwerte in absehbarer Zeit nicht wahrscheinlich ist.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über Änderungen zwischen STOBIMO und NitroClim.AT pro Pfad. . 30
Tabelle 2: Überblick über die für die N-Überschussbilanzierung erhobenen Eingangsdaten (aus: BMLRT, 2020). 45
Tabelle 3: Verteilung von Messstellen für die MoRE-Modellierung für Nährstoffe. 51
Tabelle 4: Risikoanalyse für NO_3-N in den ausgewerteten Analysegebieten und Vergleich mit der vorangegangenen Periode. Angegeben sind die absolute Anzahl und der relative Anteil [%] der Analysegebiete in den Risikoklassen. 73
Tabelle 5: Risikoanalyse für PO_4-P in den ausgewerteten Analysegebieten und ein Vergleich mit der vorangegangenen Periode. Angegeben ist die absolute Anzahl und der relative Anteil [%] der Analysegebiete in den Risikoklassen. .. 76
Tabelle 6: Mittelwerte der absoluten- [t/a] und der relativen Frachtbeiträge [%] je Eintragspfad über alle Untersuchungsgebiete für 2015–2020 und Vergleich mit der Modellperiode 2009–2014 82
Tabelle: 7 Arten der Anbindung von Schlägen an Gewässer. 94
Tabelle 8: Detaillierter Kartierungsschlüssel für natürlich angebundene Schläge. 95
Tabelle 9: Detaillierter Kartierungsschlüssel für nicht angebundene Schläge. Ein Schlag ist nicht angebunden, wenn ein Hindernis (z. B.: Straßendamm) höher als 50 cm ist. 95
Tabelle 10: Künstlich angebundene Schläge. 96
Tabelle 11: Detaillierte Angaben zu der künstlichen Anbindung von Schlägen. 96
Tabelle 12: Vorkommen von linearen Strukturen. 97
Tabelle 13: Vorkommen von Punktstrukturen. 98
Tabelle 14: Prozentuelle Verteilung der Länge der Verkehrswege [km] in den kartierten Teileinzugsgebieten Ernstbrunn, Nödendorf, Prinzendorf, Wetzelsdorf in dem EZG Zaya im Weinviertel. 100
Tabelle 15: Prozentuelle Verteilung der Länge der Verkehrswege in den kartierten Teileinzugsgebieten Aichbach, Mannersdorf und Oberndorf in dem EZG Melk im Mostviertel. 106
Tabelle 16: Prozentuelle Verteilung der Länge der Verkehrswege [km] in den kartierten Teileinzugsgebieten Sulzbach, Sassbach, Schwarzaubach, Gnasbach in dem EZG Zaya im Weinviertel. 112
Tabelle 17: Einteilung der MoRE-EZG auf sechs Regionen für die RPhosFate Modellierung. 123
Tabelle 18: Beschreibung der Modellvarianten, für modellierten EZG und Regionen 127

Tabelle 19: Kalibrierungsergebnisse der Modellläufe (V1 und V1_1) zum Vergleich der unterirdischen Ableitungen in Straßen im Weinviertel. 130
Tabelle 20: Kalibrierungsergebnisse der Modelläufe (V2 und V2_2) zum Vergleich der Ausweisung von Gewässerzellen ab einer Abflussakkumulation von 600 ≥ Zellen. 130
Tabelle 21: Maßnahmenszenarios, Maßnahmen und Verortung von ausgewiesenen Maßnahmen in den MoRE-EZG. 144
Tabelle 22: Mittlere prozentuelle Emissionsreduktion des PP-Transports [%] der Maßnahmenszenarios in der Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark und Oberösterreich. 162
Tabelle 23: Anzahl der Einzugsgebiete mit „sicherem Risiko“, die durch die Reduktion der Phosphor Einträge der einzelnen Maßnahmen in den Risikoregionen in die Klasse „mögliches Risiko“ überführt werden können; Gesamtanzahl der erfassten Risikogebiete in Klammern. 172
Tabelle 24: Anzahl der Einzugsgebiete mit „möglichen Risiko“, die durch die Reduktion der Phosphor-Einträge der einzelnen Maßnahmen in den Risikoregionen in die Klasse „kein Risiko“ überführt werden können; Gesamtanzahl der erfassten Risikogebiete in Klammern. 174
Tabelle 25: Landwirtschaftliche Fläche, Anzahl an Feldern und mittlere Feldgröße der Einzugsgebiete. 195
Tabelle 26: Länge der Straßenverteilung [km] in den kartierten EZG und TEZG. 196
Tabelle 27: Eventfrachten, Messstellen ID und Standorte für die Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte. 198
Tabelle 28: Kalibrierte Werte für den Parameter für die Landretentionsrate (ns_dep_ovl). 205
Tabelle 29: Flächenbedarf nach Maßnahmentyp insgesamt in den Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte. 206
Tabelle 30: Prozentuelle Maßnahmenwirksamkeit der Maßnahmen Gewässer- und Straßenrandstreifen zur Reduktion der PP-Emissionen für die EZG der Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte. 209
Tabelle 31: Prozentuelle Maßnahmenwirksamkeit der Maßnahmen begrünte Fließwege, Hackfrüchteverzicht, RNG und Kombinationen davon zur Reduktion der PP-Emissionen für die EZG der Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte. 212

Tabelle 32: Zuordnung, welche MoRE-Teileinzugsgebiete in welchen RPhosFate-Einzugsgebieten liegen und wie diese übergeordneten Regionen zugeordnet sind. 216

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Modellvalidierung für STOBIMO und NitroClim.At. 31
Abbildung 2: Berücksichtigte Abflusskomponenten und Eintragspfade (modifiziert nach Fuchs et al., 2010). 32
Abbildung 3: Überblick über die Einzugsgebietsabgrenzung, Fließgewässernetz, HZB-Pegel und GZÜV-Messstellen. 34
Abbildung 4: Niederschlagsmittelwert pro Einzugsgebiet im Zeitraum von 2015–2020. . 38
Abbildung 5: Mittelwert Evapotranspiration pro Einzugsgebiet im Zeitraum von 2015–2020. 39
Abbildung 6: Mittlere Abflüsse pro Einzugsgebiet im Zeitraum von 2015–2020. 40
Abbildung 7: Landnutzungskarte in Österreich mit den in STOBIMO genutzten Landnutzungsklassen. 43
Abbildung 8: Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Fläche der Einzugsgebiete in MoRE. 46
Abbildung 9: Mittlerer Bodenabtrag [t/(ha*a)] in 2015–2020 für Österreich, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche in den MoRE-Einzugsgebieten. 48
Abbildung 10: Messstellen für die Validierung der MORE-Modellierung. Gewässernetz, Sub-Einzugsgebiete inklusive Inn-Einzugsgebiet. Die roten Punkte repräsentieren die bislang ausgewählten Messstellen. 51
Abbildung 11: Übersicht der in STOBIMO verwendeten Kläranlagen, unterteilt in unterschiedliche Größenklassen. 53
Abbildung 12: Abgleich der berechneten jährlichen Stickstoff-Frachten [t/a] (oben) und der daraus resultierenden NO_3-N-Konzentrationen (unten) der Modellierungsperiode (2015–2020) (inklusive 1:1 Linie, +/- 30 % Modellungenauigkeit sowie Modellanpassung). 62
Abbildung 13: Abgleich der berechneten mittleren Gesamt-Phosphor-Frachten [t/a] der Modellierungsperiode (2015–2020) (inklusive 1:1 Linie, +/- 30 % Modellungenauigkeit sowie Modellanpassung). 65
Abbildung 14: Abgleich der berechneten mittleren PO_4-P-Konzentrationen [mg/l] der Modellierungsperiode (2015–2020) (inklusive 1:1 Linie, +/- 30 % Modellungenauigkeit sowie Modellanpassung). 66
Abbildung 15: Mittlere, prozentuale Anteile der modellierten Eintragspfade an den Stickstoff-Gesamtemissionen in österreichische Oberflächengewässer (Periode 2015–2020). 69

Abbildung 16: Mittlere, prozentuale Anteile der modellierten Eintragspfade an den Gesamt-Phosphor-Emissionen in österreichische Oberflächengewässer (Periode 2015–2020) 72
Abbildung 17: Risikobewertung von NO_3-N anhand modellierter Unterschreitungen und Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte und Vergleich der Risikobewertung 2015–2020 (oben) und 2009–2014 (unten, aus BMNT, 2022). 74
Abbildung 18: Überschreitungshäufigkeiten der typspezifischen Richtwerte von NO_3-N für 754 österreichische Einzugsgebiete (links: 2015–2020, rechts: 2009–2014). 75
Abbildung 19: Risikobewertung von PO_4-P anhand modellierter Unterschreitungen und Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte und Vergleich der Risikobewertung 2015–2020 (oben) und 2009–2014 (unten, aus BMNT, 2022). 77
Abbildung 20: Überschreitungshäufigkeiten der typspezifischen Richtwerte von PO_4-P für 754 österreichische Einzugsgebiete (links: 2015–2020, rechts: 2009–2014). 78
Abbildung 21: Risikobewertung von NO_3-N und PO_4-P anhand modellierter Unterschreitungen und Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte und Vergleich der Risikobewertung 2015–2020 (oben) und 2009–2014 (unten, aus BMNT, 2022). 80
Abbildung 22: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von Stickstoff, für exemplarisch ausgewählte Regionen mit Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte (>1,2 RW). 84
Abbildung 23: Risikobewertung von PO_4-P anhand modellierter Unterschreitungen und Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte und Auswahl der der Risikoregionen (dargestellt durch farbige Markierung). 86
Abbildung 24: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von Phosphor, für exemplarisch ausgewählte Regionen mit Überschreitungen der typspezifischen Richtwerte (>1,4 RW). 87
Abbildung 25: Die sechs ausgesuchten Gebiete erhöhter stofflicher Belastung durch erosive Einträge; Zaya im Weinviertel (rosa), Melk im Mostviertel (hellgrün) und Sulzbach (lila), Schwarzaubach (rot), Gnasbach (braun) und Sassbach (gelb) in der Steiermark. 91
Abbildung 26 a-c: Für die Kartierung ausgewählte Kleineinzugsgebiete. Zu sehen sind Landnutzungsverteilung, Gewässernetzwerk (blau), Straßennetz (grau) und digitales Geländemodell (orange). 92

Abbildung 27: Prozentuelle Verteilung der Anzahl der kartierten Anbindungsarten im Einzugsgebiet Zaya, Weinviertel. 101
Abbildung 28: Anteil der Anzahl (N) der kartierten Schläge nach Art der künstlichen Anbindung an Gewässer im Einzugsgebieten Zaya, Weinviertel. 101
Abbildung 29: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Ernstbrunn. 102
Abbildung 30: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Nödendorf. 103
Abbildung 31: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Prinzendorf an der Zaya. 104
Abbildung 32: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Wetzelsdorf. 105
Abbildung 33: Prozentuelle Verteilung der Anzahl der kartierten Anbindungsarten im Einzugsgebiet Melk, Mostviertel. 107
Abbildung 34: Anteil der Anzahl (N) der kartierten Schläge nach Art der künstlichen Anbindung an Gewässer im Einzugsgebiet Melk, Mostviertel. 108
Abbildung 35: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Mannersdorf. 109
Abbildung 36: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Aichbach. 110
Abbildung 37: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Oberndorf. 111
Abbildung 38: Prozentuelle Verteilung der Anzahl der kartierten Anbindungsarten in den Einzugsgebieten Sulzbach, Sassbach, Schwarzaubach und Gnasbach, Oststeiermark. 114
Abbildung 39: Anteil der Anzahl (N) der kartierten Schläge nach Art der künstlichen Anbindung in den Einzugsgebieten Sulzbach, Sassbach, Schwarzaubach und Gnasbach, Oststeiermark. 115
Abbildung 40: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Sulzbach. 116
Abbildung 41: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Sassbach. 117
Abbildung 42: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Schwarzaubach. 118
Abbildung 43: Anbindungsart und strukturelle Maßnahmen im Teileinzugsgebiet Gnasbach. 119

Abbildung 44: Anteil der über künstliche Anbindungen (%) entwässerten Straßen an der Gesamtlänge nach Straßentyp und Einzugsgebiet. 121
Abbildung 45: Lage der Messstellen der berechneten Eventfrachten (2015–2020). 125
Abbildung 46: Kalibrierungsergebnisse für modellierte und beobachtete mittlere Fracht (2015–2020) in den Regionen Weinviertel (a), Mostviertel (b), Steiermark (c), Innviertel (d), Mühlviertel (e) und Traun-Enns-Platte (f) (Mostviertel): Vergleich mit 30 %-Abweichungsgrenze (grau gestrichelt) und Oberflächendepositionsrate pro Sekunde (K_{ob}). 128
Abbildung 47: Kritische Herkunftsgebiete (KHG) im EZG Gnasbach in der Steiermark. 132
Abbildung 48 a-c: UpSet-Plot für die Ausweisung von kritischen Herkunftsgebieten durch verschiedene Modellläufe. Der schwarze Balken stellt die Schnittmenge der Felder dar, die in den Modellläufen als KHG ausgewiesen wurden. Die schwarzen Linien mit Punkten bzw. die Punkte zeigen, welche Modellläufe für die Ausweisung der kritischen Herkunftsgebiete herangezogen wurden. 134
Abbildung 49: Zusammenhang zwischen Flächenanteil [%] und Anteil an der PP-Gesamtfracht [%], der über KHG-Flächen in den Teileinzugsgebieten emittiert wird. 136
Abbildung 50: Ausschnitt aus dem Teileinzugsgebiet 10645 aus dem Mostviertel mit Darstellung der Ackerflächen, die als kritisches Herkunftsgebiet ausgewählt wurden. 146
Abbildung 51: Ausschnitt aus dem Teileinzugsgebiet 10645 aus dem Mostviertel mit Darstellung der Flächen für die Maßnahmen mit Gewässer- und Straßenrandstreifen. 147
Abbildung 52: Ausschnitt aus dem Teileinzugsgebiet 10645 aus dem Mostviertel mit Darstellung der Flächen für die Maßnahmen begrünte Fließwege und Hackfrüchteverzicht. 148
Abbildung 53: Ausschnitt aus dem Teileinzugsgebiet 10645 aus dem Mostviertel mit Darstellung der Flächen für das Szenario mit Umsetzung nach Renaturierungsverordnung. 149
Abbildung 54: Flächenbeanspruchung unterschiedlicher Maßnahmen in Bezug auf die gesamte Ackerfläche in den Regionen Mostviertel, Oberösterreich, Steiermark und Weinviertel. 150
Abbildung 55: Emissionsreduktion des PP-Transports in neun Maßnahmenszenarien in der Region Weinviertel. 152
Abbildung 56: Boxplots der Maßnahmeneffizienz [kg/ha/a] der Maßnahmenszenarien in der Region Weinviertel (einige Ausreißer nicht abgebildet). 153

Abbildung 57: Emissionsreduktion des PP-Transports in neun Maßnahmenszenarien in der Region Mostviertel. 154
Abbildung 58: Boxplots der Maßnahmeneffizienz [kg/ha/a] der Maßnahmenszenarien in der Region Mostviertel. 155
Abbildung 59: Boxplots mit der Emissionsreduktion des PP-Transports in neun Maßnahmenszenarien in der Region Steiermark. 156
Abbildung 60: Boxplots der Maßnahmeneffizienz [kg/ha/a] der Maßnahmenszenarien in der Region Steiermark. 157
Abbildung 61: Emissionsreduktion des PP-Transports in neun Maßnahmenszenarien in den Regionen Oberösterreichs (Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte). 159
Abbildung 62: Boxplots der Maßnahmeneffizienz [kg/ha/a] der Maßnahmenszenarien in der Region Oberösterreich (einige Ausreißer nicht abgebildet). 160
Abbildung 63: Weinviertel, Modelllauf V1 (einzelne EZG). 201
Abbildung 64: Weinviertel, Modelllauf V2. 201
Abbildung 65: Kalibrierungsplots Mostviertel, Modelllauf V1 (einzelne EZG). 202
Abbildung 66: Mostviertel, Modelllauf V2. 202
Abbildung 67: Kalibrierungsplot Steiermark, Modelllauf V1 (einzelne EZG). 203
Abbildung 68: Kalibrierungsplot Steiermark Modelllauf V1_2. 204
Abbildung 69: Kalibrierungsplots Steiermark Modelllauf V2. 204

Literaturverzeichnis

Behrendt, H. & Opitz, D. (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. Hydrobiologia 410, pp 111-122.

Biddoccu, M., G. Guzmán, G. Capello, T. Thielke, P. Strauss, S. Winter, J.G. Zaller, u. a. 2020. „Evaluation of Soil Erosion Risk and Identification of Soil Cover and Management Factor (C) for RUSLE in European Vineyards with Different Soil Management". International Soil and Water Conservation Research 8 (4): 337–53. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.07.003.

BMNT (2019) STOBIMO Spurenstoffe, Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe aus Einzugsgebietsebene, Endbericht.

BMNT (2022) STOBIMO Spurenstoffe, Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe aus Einzugsgebietsebene – Teilbericht Nährstoffe. Endbericht.

BML (2024) EU Nitratrichtlinie 91/676/EW - Österreichischer Bericht 2024. Gemäß Artikel 10 der EU Richtlinie 91/676/EWG zum Schutz von Gewässern vor der Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen über den Zeitraum 2019–2023. Endbericht.

BMLFUW (2011) Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe). Endbericht. Im Auftrag des BMLFUW – Sektion VII, BMLFUW-UW.3.1.2/0029-VII/1/2008.

BMLRT (2020) Stickstoffbilanzen 2012–2018 - Berechnung auf Grundwasserkörper-Ebene, Endbericht.

Christian Holzinger, C. & Wenzel, W.W. (2020): Nährstoffdynamik in Böden Niederösterreichischer Agrarlandschaften. Ergebnisbericht zu LAFO-Projekt ABB-LEBO-498/0001.

Clara, M., Ertl, T., Giselbrecht, G., Gruber, G., Hofer, T., Humer, F., Kretschmer, F., Kolla, L., Scheffknecht, C., Weiß, S., Windhofer, G., (2014). Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich.

https://www.bmluk.gv.at/service/publikationen/wasser/Spurenstoffemissionen-aus-Siedlungsgebieten-und-von-Verkehrsflaechen.html.

de Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., Govers, G., Vanmaercke, M., Van Rompaey, A., Arabkhedri, M., Boix-Fayos, C. (2013). Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? Earth and Science Reviews, 127: 16:29.

Elwan, Ahmed, Ranvir Singh, Maree Patterson, Jon Roygard, Dave Horne, Brent Clothier, und Geoffrey Jones. 2018. „Influence of Sampling Frequency and Load Calculation Methods on Quantification of Annual River Nutrient and Suspended Solids Loads". Environmental Monitoring and Assessment 190 (2): 78. https://doi.org/10.1007/s10661-017-6444-y.

ESRI 2011. ArcGIS Field Maps. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Fuchs, S.; Kaiser, M.; Kiemle, L.; Kittlaus, S.; Rothvoß, S.; Toshovski, S. et al. (2017): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies. An Open-Source River Basin Management System. In: Water 9 (4), S. 239. DOI: 10.3390/w9040239.

Gabriel, O., Hochedlinger, G., Kovacs, A., Schilling, C., Thaler, S., Windhofer, G., Zessner, M. (2011). Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe). Endbericht. Im Auftrag des BMLFUW – Sektion VII, BMLFUW-UW.3.1.2/0029-VII/1/2008. Wien, Mai 2011.

Hepp, Gerold, und Matthias Zessner. 2019. „Assessing the Impact of Storm Drains at Road Embankments on Diffuse Particulate Phosphorus Emissions in Agricultural Catchments". Water 11 (10): 2161. https://doi.org/10.3390/w11102161.

StraMoS-Endbericht. Probenahme Strategien für unterschiedliche Aspekte des Monitorings von Spurenstoffen in Gewässern. https://dafne.at/projekte/stramos

Nickel, J.P., Fuchs, S., 2020a. Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern. Schlussbericht Karlsruhe Institute of Technology (KIT). https://doi.org/10.5445/IR/1000137305.

Nickel, J.P., Fuchs, S., 2020b. Qualitative Untersuchung von Mischwasserentlastungen in Bayern. Kurzbericht. Karlsruhe Institute of Technology (KIT). https://doi.org/10.5445/IR/1000137306.

NitroClim.AT (2022) Sustainable nitrogen management under climate change in Austria, final report, activity report. Umweltbundesamt (2019): Zethner, G., Schwarzl, B. & Sedy, K.: Stickstoff- und Phosphorbilanz in der Landwirtschaft. Umstellung auf Eurostat-Vorgaben. Reports, Bd. REP-0694 Umweltbundesamt, Wien.

Umweltbundesamt (2019a): Austria's National Inventory Report 2019. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Reports, Bd. REP-0677. Umweltbundesamt, Wien.

Schmaltz, E. M., Krammer, C., Dersch, G., Weinberger, C., Kuderna, M., Strauss, P. (2023): The effectiveness of soil erosion measures for cropland in the Austrian Agri-environmental Programme: A national approach using local data. - Agriculture, Ecosystems and Environment 355: 108590. DOI: https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108590

Shi, Z.H., Ai, L., Li, X., Huang, X.D., Wu, G.L. and Liao, W. (2013). Partial least-squares regression for linking land-cover patterns to soil erosion and sediment yield in watersheds. Journal of Hydrology, 498, pp.165-176.

Shi, Z.H., Huang, X.D., Ai, L., Fang, N.F. and Wu, G.L. (2014). Quantitative analysis of factors controlling sediment yield in mountainous watersheds. Geomorphology, 226, pp.193-201.

Strenge, E., Hepp, G., Zessner-Spitzenberg, M. (2022): Begrünte Fließwege AT : Identifizierung von Maßnahmenflächen für begrünte Fließwege und Pufferstreifen für ÖPUL - Handbuch RPhosFate v1.0.2. http://hdl.handle.net/20.500.12708/136409

Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Ortelbach, K., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J. (2009). Das Modell System MONERIS – Handbuch Version 2.14.1.vba. Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, November 2009.

Weber, N., Lutterbach, J., Hufnagl, C., Kittlaus, S., Zessner, M., & Zoboli, O. (2024). StraMoS - Probenahme Strategien für unterschiedliche Aspekte des Monitorings von Spurenstoffen in Gewässern. Endbericht, Technische Universität Wien.

Zessner, M., Kovacs, A., Schilling, C., Hochedlinger, G., Gabriel, O., Natho, S., Thaler, S, Windhofer, G. (2011): Enhancement of the MONERIS Model for Application in Alpine Catchments in Austria. Internat. Rev. Hydrobiol. 96, 5: 539-558.

Zessner, M., Hepp, G., Zoboli, O., Mollo Manonelles, O., Kuderna, M., Weinberger, C., Gabriel, O., 2016. Erstellung und Evaluierung eines Prognosetools zur Quantifizierung von Maßnahmenwirksamkeiten im Bereich der Nährstoffeinträge in oberösterreichische Oberflächengewässer. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien.

Zessner, M., Hepp, G., Kudern, M., Weinberger, Ch., Gabriel, O. 2017: Zustandserfassung, Nährstoffentwicklung und Quantifizierung der Maßnahmenwirksamkeit von ÖPUL 2007 in oberösterreichischen Einzugsgebieten. Endbericht im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien.

Zessner, M., Strenge, E., Hepp, G., Kuderna, M., Weinberger, C., Gabriel, O., 2018. Prognose der Nährstoffbelastung in oberösterreichischen Gewässern für den Zeitraum 2015–2020, Ableitung von Handlungsoptionen sowie Quantifizierung ihrer Wirksamkeit. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien.

Anhänge

Anhang 1 – Felder und Straßen

Tabelle 25: Landwirtschaftliche Fläche, Anzahl an Feldern und mittlere Feldgröße der Einzugsgebiete.

a) Zaya	Landnutzung	Nödendorf	Ernstbrunn	Prinzendorf	Wetzelsdorf	Summe
Landwirtschaftliche Fläche [ha]	Ackerland	366	367	496	445	1.675
	Weingarten	0	0	0	86	86
	Grünland	10	0	3	4	17
Anzahl an Feldern [-]	Ackerland	195	125	219	247	786
	Weingarten	0	0	7	139	146
	Grünland	7	0	0	5	12
Mittlere Feldgröße [ha]	Ackerland	2	3	2	2	2
	Weingarten	0	0	0	2	0,4
	Grünland	1	0	0,4	1	0,6

b) Melk	Landnutzung	Aichbach	Oberndorf	Mannersdorf	Summe
Landwirtschaftliche Fläche [ha]	Ackerland	316	231	210	758
	Weingarten	0	0	0,00	0,00
	Grünland	68	166	38	271
Anzahl an Feldern [-]	Ackerland	67	116	88	271
	Weingarten	0	0	0	0
	Grünland	59	102	66	227
Mittlere Feldgröße [ha]	Ackerland	5	2	2	3
	Weingarten	0	0	0	0
	Grünland	1	2	0,5	1

c) Steiermark	Landnutzung	Gnasbach	Schwarzaubach	Sassbach	Sulzbach	Summe
Landwirtschaftliche Fläche [ha]	Ackerland	223	145	172	120	660
	Weingarten	2	0	1	28	31
	Grünland	57	59	77	21	214
Anzahl an Feldern [-]	Ackerland	210	137	209	132	688
	Weingarten	1	0	1	1	1
	Grünland	114	134	204	130	650
Mittlere Feldgröße [ha]	Ackerland	1	0,70	0,6	1	1
	Weingarten	0,4	0,00	0,1	0,8	0,4
	Grünland	0,5	0,7	0,5	0,5	0,5

Tabelle 26: Länge der Straßenverteilung [km] in den kartierten EZG und TEZG.

Zaya	Ernstbrunn	Nödendorf	Prinzendorf	Wetzelsdorf	Zaya EZG
Bundesstraße (B)	3,63	9,60	0,00	0,00	3,10
Landesstraße (L)	4,39	5,41	17,33	9,71	9,51
Gemeindestraße (G)	3,28	2,90	31,95	8,21	11,81
Privatstraße (PS)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Güterweg (GW)	51,56	55,79	15,80	27,64	36,28
Weg (W)	37,13	26,30	34,92	54,44	39,29
Summe	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Melk	Aichbach	Mannersdorf	Oberndorf	Melk EZG
Bundesstraße (B)	27,40	3,93	0,00	7,90
Landesstraße (L)	10,00	28,11	32,99	25,82
Gemeindestraße (G)	0,06	6,24	2,01	3,01
Privatstraße (PS)	4,10	5,14	1,60	3,43
Güterweg (GW)	26,11	39,13	19,39	27,85
Weg (W)	32,32	17,44	44,01	32,00
Summe	100,00	100,00	100,00	100,00

Steiermark	Gnasbach	Sassbach	Sulzbach	Schwarzaubach	Steiermark EZG
Bundesstraße (B)	0,00	0,00	3,49	0,00	0,61
Landesstraße (L)	14,57	8,01	15,86	17,03	13,39
Andere Straße (R)	14,12	3,23	0,00	0,00	5,08
Gemeindestraße (G)	47,80	58,80	65,86	66,58	58,64
Privatstraße (PS)	6,65	6,23	6,46	10,49	7,38
Güterweg (GW)	0,00	4,56	0,00	1,30	1,68
Weg (W)	0,56	15,93	8,33	4,60	7,50
Interessentenweg (I)	0,04	0,00	0,00	0,00	0,01
ÖWG Instandthaltungsweg (OW)	14,12	3,23	0,00	0,00	5,08
Geh- und Radweg (U)	1,48	0,00	0,00	0,00	0,43
Nicht bekannt (N)	0,66	0,00	0,00	0,00	0,19
Summe	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Anhang 2 – Eventfrachten

Tabelle 27: Eventfrachten, Messstellen ID und Standorte für die Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte.

Messstellen ID	X	Y	PP-Fracht [t a-1]	EZG	Region
FW40505037	4573588.4161	2809517.8012	8,30	Ach	Innviertel
FW40530016	4556387.892	2791478.473	0,11	Ach	Innviertel
FW40619016	4616919.1529	2812947.9585	7,57	Ach	Innviertel
FW41000093	4607480.4289	2811946.4154	0,95	Ach	Innviertel
FW41000282	4562537.1795	2797025.2797	4,14	Ach	Innviertel
FW41000313	4557559.0383	2797995.2702	1,05	Antiesen	Innviertel
FW41000317	4585635.6495	2813409.3896	1,18	Antiesen	Innviertel
FW41000318	4563205.3113	2796291.9473	1,17	Antiesen	Innviertel
X4042300014	4558627.3486	2801631.0068	7,21	Antiesen	Innviertel
X4050600019	4616954.7385	2812935.5668	11,95	Antiesen	Innviertel
X4080300004	4602574.3294	2806905.3672	1,77	Antiesen	Innviertel
X4081100002	4598188.1756	2797523.8515	1,97	Aschach	Innviertel
X4082000003	4599621.4497	2802928.0426	1,11	Aschach	Innviertel
X4082200001	4587729.9328	2798550.1431	0,90	Aschach	Innviertel
X4082400004	4609585.128	2814066.459	12,14	Aschach	Innviertel
X4082700001	4606896.7202	2797569.6405	4,46	Aschach	Innviertel
X4083100006	4607406.3974	2810723.1039	6,92	Aschach	Innviertel
X4083200003	4615134.9267	2799195.7286	4,31	Aschach	Innviertel
X4110900016	4652948.1035	2802580.1891	7,48	Pram	Innviertel
X4112000001	4652186.3211	2806893.7265	6,82	Pram	Innviertel
X4112000009	4651289.8892	2804645.9349	7,50	Pram	Innviertel
X4112300081	4675963.3154	2800279.3386	1,81	Pram	Innviertel
X4160700002	4647672.8077	2814993.6421	1,20	Pram	Innviertel
FW10000047	4790060.2372	2688852.1968	0,20	Pram	Innviertel

Messstellen ID	X	Y	PP-Fracht [t a-1]	EZG	Region
FW31000247	4762554.21526538	2829258.9387266	0,32	Trattnach	Innviertel
FW31000417	4769882.3772	2848809.6655	0,01	Trattnach	Innviertel
FW31002327	4755783.5123	2855371.4197	0,03	Trattnach	Innviertel
FW31100087	4757357.468	2860081.8776	0,20	Trattnach	Innviertel
X4083300001	4596754.751	2793705.9486	0,64	Erlabach	Mostviertel
X4110600001	4653175.7834	2810541.9715	5,21	Melk	Mostviertel
X4090800011	4627747.2144	2763554.6214	0,56	Sierningbach	Mostviertel
FW31100127	4821016.833	2855320.2822	0,50	Tull	Mostviertel
FW31100227	4743378.8838	2859935.2838	0,01	Urlbach	Mostviertel
X4122400002	4574248.5651	2807946.4839	11,97	Gusen	Mühlviertel
X4122700001	4585627.0188	2791749.8419	0,53	Gusen	Mühlviertel
X4123300001	4577137.7173	2801472.439	8,59	Gusen	Mühlviertel
X4141600001	4590376.3082	2804374.513	1,48	Gusen	Mühlviertel
X4141800002	4577210.4515	2819088.9279	17,29	Gusen	Mühlviertel
X4142600015	4582637.3799	2816818.0863	12,78	Gusen	Mühlviertel
X4143000004	4589124.5991	2808455.8182	2,56	Gusen	Mühlviertel
FW30900087	4713091.0107	2801784.6969	0,94	Gusen	Mühlviertel
FW30900637	4667711.225	2794368.5826	0,49	Klambach	Mühlviertel
FW30900817	4724334.1755	2797379.3412	0,15	Klambach	Mühlviertel
X4120300007	4578471.4607	2797569.9862	6,13	Gnasbach	Steiermark
FW61301547	4773154.7613	2666612.4319	3,67	Raab	Steiermark
FW61302137	4750018.6749	2690640.028	0,35	Raab	Steiermark
FW61302357	4738440.0547	2697106.9125	0,10	Raab	Steiermark
FW61400587	4767896.85052348	2642475.52557794	0,23	Raab	Steiermark
FW61401647	4746406.3053	2665341.2048	0,23	Raab	Steiermark
FW61401657	4752512.5315	2646837.9587	1,15	Raab	Steiermark
X4090700010	4628226.0104	2777210.9651	3,77	Schwarzaubach	Steiermark
X4092200013	4628245.3314	2772008.1893	2,20	Stainzbach	Steiermark

Messstellen ID	X	Y	PP-Fracht [t a-1]	EZG	Region
X4100200022	4638153.4553	2796553.7375	11,57	Stiefingbach	Steiermark
X4100300002	4648458.5534	2799071.955	1,49	Stiefingbach	Steiermark
X4101400010	4636374.6232	2793089.7359	12,50	Strem	Steiermark
FW30900267	4681116.68549111	2789804.77890885	0,00	Ipfbach	Traun-Enns-Platte
FW31002307	4760936.6175	2809694.3646	0,23	Krems	Traun-Enns-Platte
FW40916017	4651269.7531	2804671.0379	3,26	Krems	Traun-Enns-Platte
FW41000300	4652325.8845	2807110.2912	5,41	Krems	Traun-Enns-Platte
FW41000325	4675799.3677	2805306.7544	1,02	Krems	Traun-Enns-Platte
X4062400003	4652939.3834	2811697.099	1,78	Krems	Traun-Enns-Platte
X4120300008	4579005.8221	2796918.7039	2,14	Göllersbach	Weinviertel
FW10000087	4791097.9111	2666157.9292	8,23	Pulkau	Weinviertel
FW10000217	4787367.6799	2665079.1262	11,58	Pulkau	Weinviertel
FW61300557	4751116.6222	2685776.4436	2,95	Pulkau	Weinviertel
FW61403557	4745718.0894	2658838.3936	1,54	Schmida	Weinviertel
FW61403597	4732167.6715	2651692.9388	0,63	Schmida	Weinviertel
FW31100237	4748528.7145	2861323.164	0,01	Weidenbach	Weinviertel
FW31101217	4809566.23945898	2835388.38843028	0,16	Zaya	Weinviertel

Anhang 3 – Kalibrierungsergebnisse

Abbildung 63: Weinviertel, Modelllauf V1 (einzelne EZG).

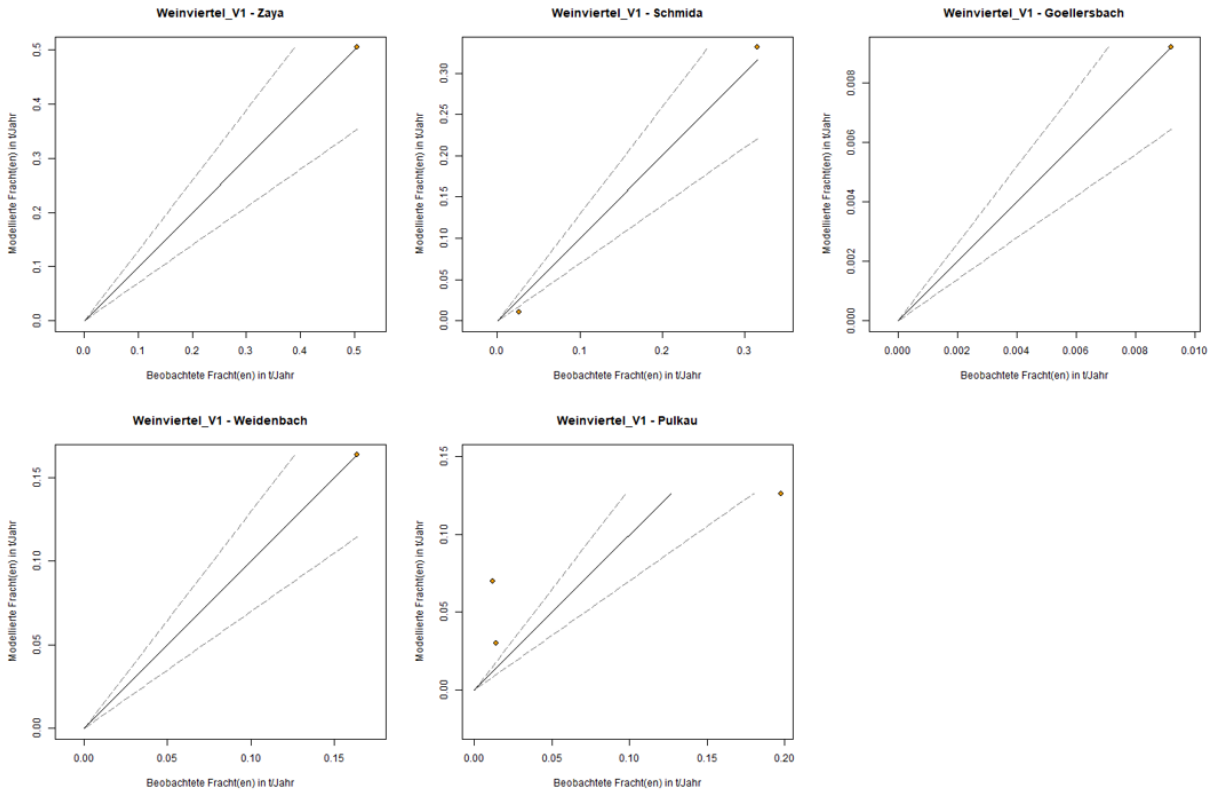


Abbildung 64: Weinviertel, Modelllauf V2.

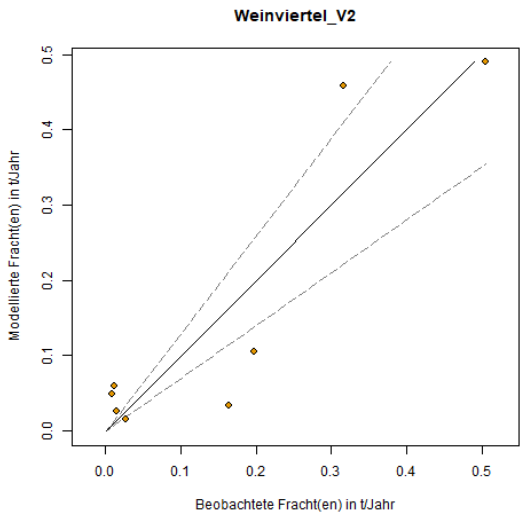


Abbildung 65: Kalibrierungsplots Mostviertel, Modelllauf V1 (einzelne EZG).

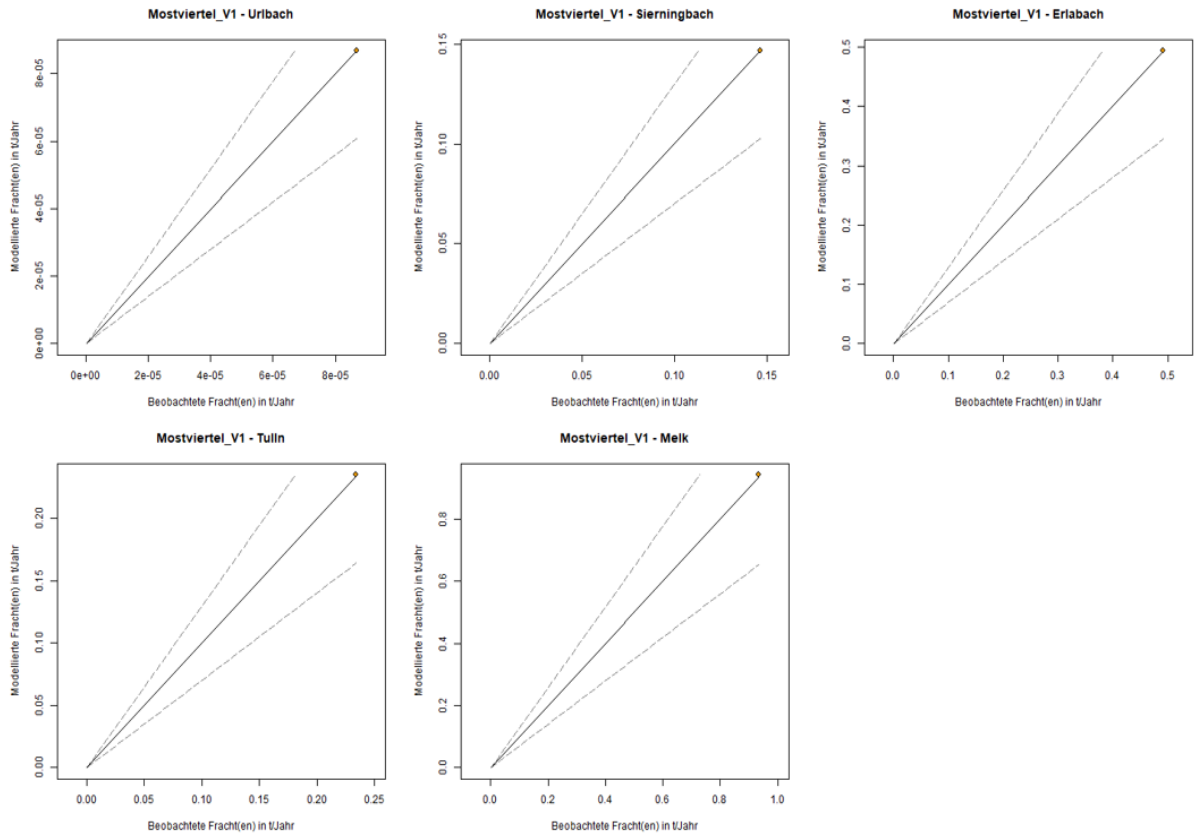


Abbildung 66: Mostviertel, Modelllauf V2.

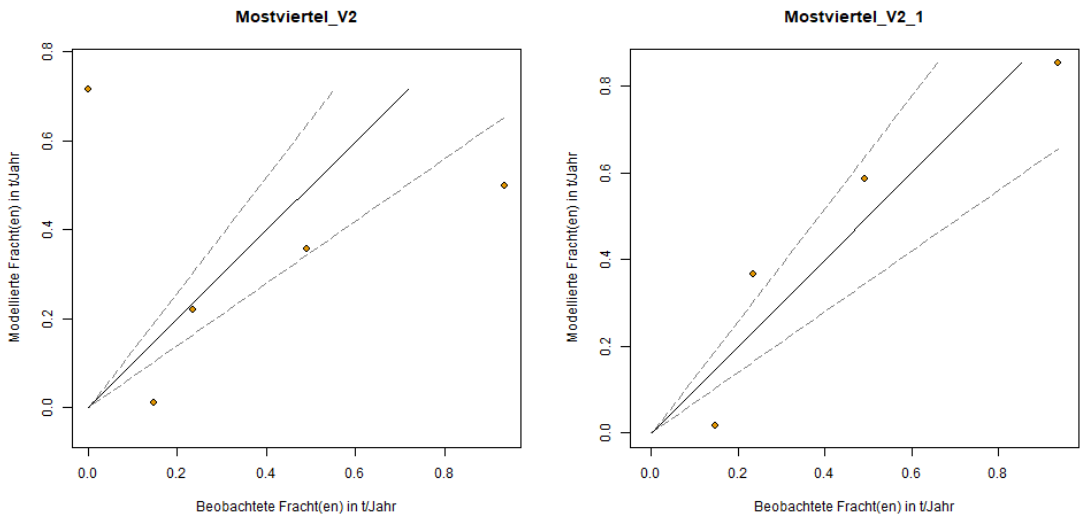


Abbildung 67: Kalibrierungsplot Steiermark, Modelllauf V1 (einzelne EZG).

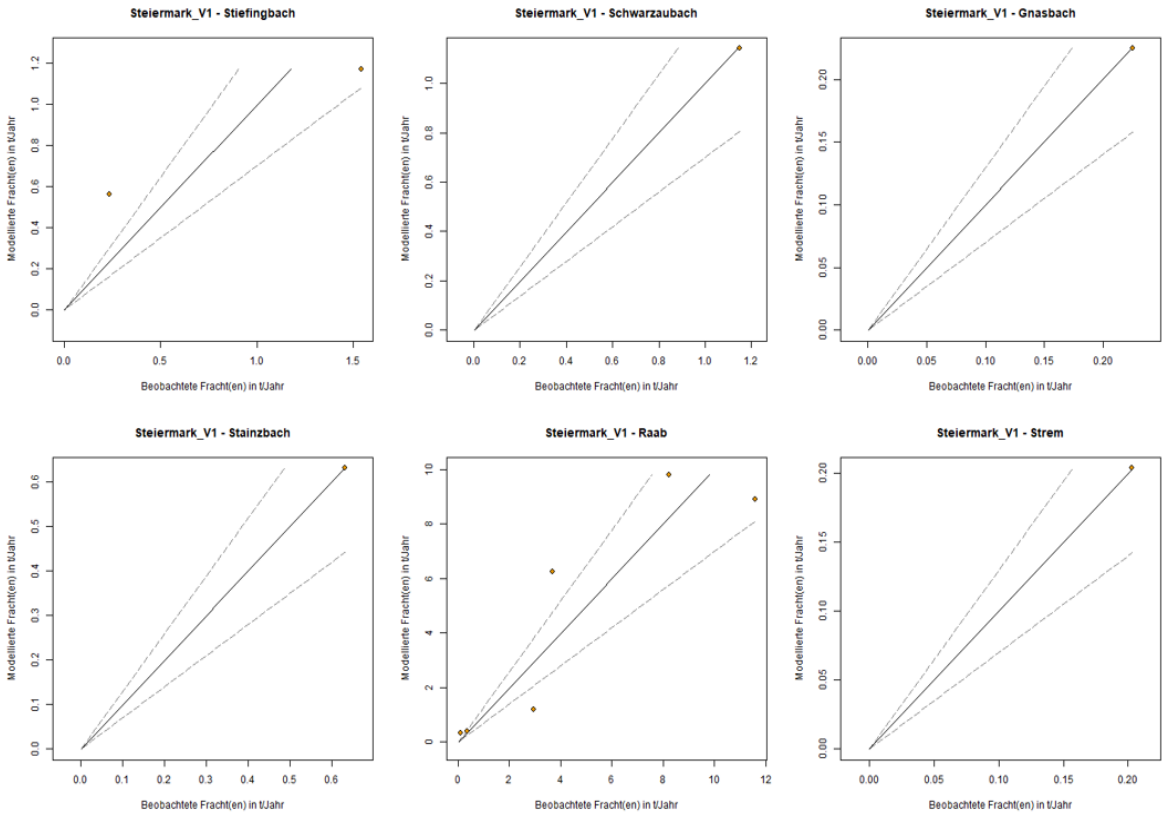


Abbildung 68: Kalibrierungsplot Steiermark Modelllauf V1_2.

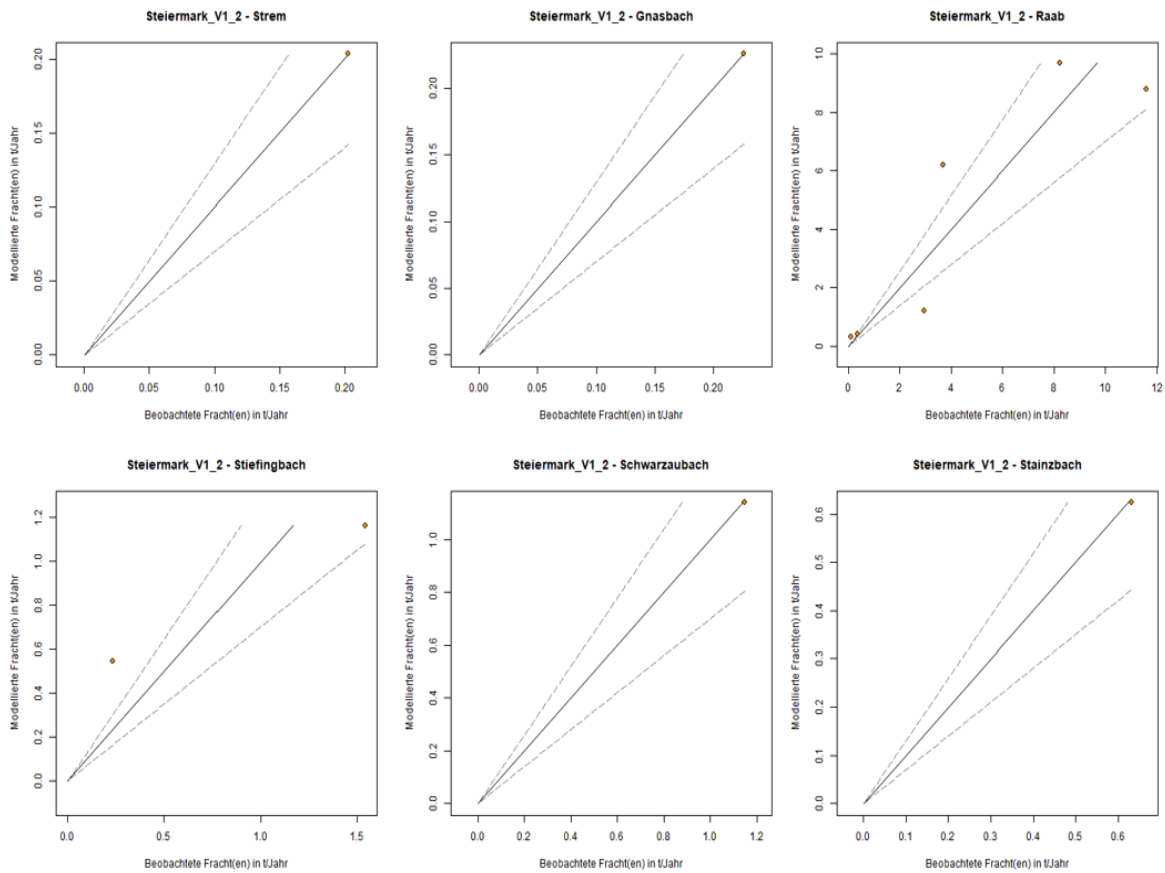
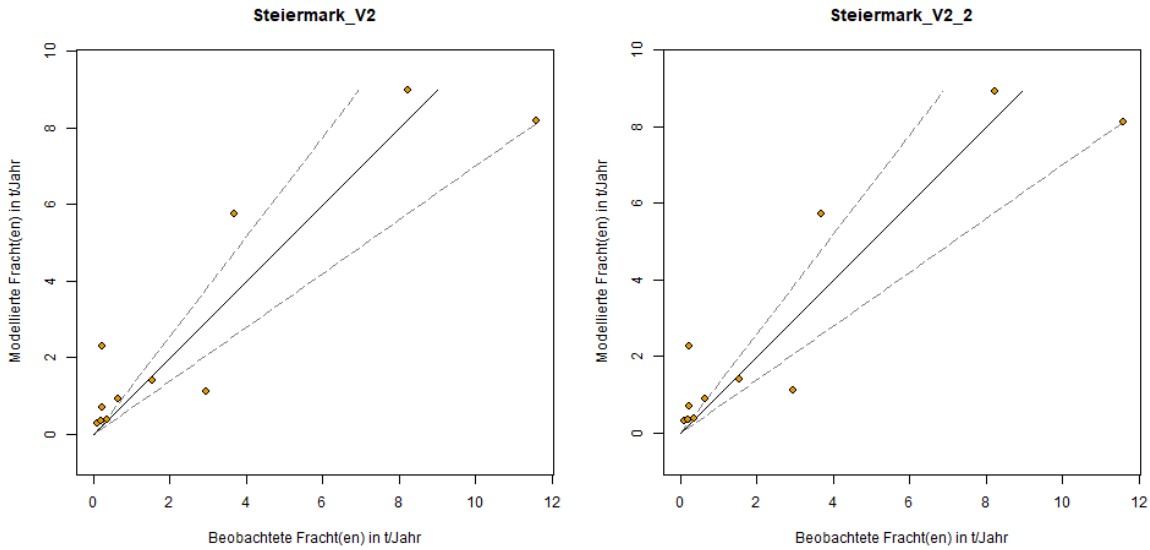


Abbildung 69: Kalibrierungsplots Steiermark Modelllauf V2.



Anhang 3.1 – Kalibrierte Werte

Tabelle 28: Kalibrierte Werte für den Parameter für die Landretentionsrate (ns_dep_ovl).

Gebiet	Landretentionsrate
Weinviertel	0,004796299
Mostviertel	0,005095205
Steiermark	0,002796801
Traun-Enns-Platte	0,001671551136014
Innviertel	0,0012360679775
Mühlviertel	0,000685703419083

Anhang 4 – Flächenbedarf der Maßnahmen

Tabelle 29: Flächenbedarf nach Maßnahmentyp insgesamt in den Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte.

Maßnahmenszenario	Fläche [ha]	Fläche [%]	Ackerfläche [ha]	Region
GRS	792	2,0	38.908	Traun-Enns-Platte
GRS-KHG	259	0,7	38.908	Traun-Enns-Platte
SRS	2.631	6,8	38.908	Traun-Enns-Platte
SRS-KHG	771	2,0	38.908	Traun-Enns-Platte
GRS-SRS-KHG	1.130	2,9	38.908	Traun-Enns-Platte
BFW_V1	558	1,4	38.908	Traun-Enns-Platte
BFW_V2	186	0,5	38.908	Traun-Enns-Platte
BFW_V3	363	0,9	38.908	Traun-Enns-Platte
HFV	7.354	18,9	38.908	Traun-Enns-Platte
RNG	2.868	7,4	38.908	Traun-Enns-Platte
GRS-SRS-HFV-BFW-KHG	7.774	20,0	38.908	Traun-Enns-Platte
GRS	224	1,8	12.335	Mühlviertel
GRS-KHG	109	0,9	12.335	Mühlviertel
SRS	744	6,0	12.335	Mühlviertel
SRS-KHG	338	2,7	12.335	Mühlviertel
GRS-SRS-KHG	487	3,9	12.335	Mühlviertel
BFW_V1	278	2,3	12.335	Mühlviertel
BFW_V2	93	0,8	12.335	Mühlviertel
BFW_V3	187	1,5	12.335	Mühlviertel
HFV	3.208	26,0	12.335	Mühlviertel
RNG	1.424	11,5	12.335	Mühlviertel
GRS-SRS-HFV-BFW-KHG	3.417	27,7	12.335	Mühlviertel
GRS	1.965	2,0	98.251	Innviertel
GRS-KHG	619	0,6	98.251	Innviertel
SRS	5.362	5,5	98.251	Innviertel

Maßnahmenszenario	Fläche [ha]	Fläche [%]	Ackerfläche [ha]	Region
SRS-KHG	2.205	2,2	98.251	Innviertel
GRS-SRS-KHG	3.074	3,1	98.251	Innviertel
BFW_V1	1.809	1,8	98.251	Innviertel
BFW_V2	603	0,6	98.251	Innviertel
BFW_V3	1.135	1,2	98.251	Innviertel
HFV	23.716	24,1	98.251	Innviertel
RNG	9.089	9,3	98.251	Innviertel
GRS-SRS-HFV-BFW-KHG	24.919	25,4	98.251	Innviertel
GRS	4.292	5,9	72.203	Steiermark
GRS-KHG	1.615	2,2	72.203	Steiermark
SRS	3.978	5,5	72.203	Steiermark
SRS-KHG	1.676	2,3	72.203	Steiermark
GRS-SRS-KHG	3.292	4,6	72.203	Steiermark
BFW_V1	1.077	1,5	72.203	Steiermark
BFW_V2	359	0,5	72.203	Steiermark
BFW_V3	747	1,0	72.203	Steiermark
HFV	15.595	21,6	72.203	Steiermark
RNG	6.521	9,0	72.203	Steiermark
GRS-SRS-HFV-BFW-KHG	16.532	22,9	72.203	Steiermark
GRS	3.807	2,0	189.717	Weinviertel
GRS-KHG	2.576	1,4	189.717	Weinviertel
SRS	29	0,0	189.717	Weinviertel
SRS-KHG	22	0,0	189.717	Weinviertel
GRS-SRS-KHG	2.600	1,4	189.717	Weinviertel
BFW_V1	4.635	2,4	189.717	Weinviertel
BFW_V2	1.545	0,8	189.717	Weinviertel
BFW_V3	1.520	0,8	189.717	Weinviertel
HFV	16.734	8,8	189.717	Weinviertel
RNG	13.186	7,0	189.717	Weinviertel
GRS-SRS-HFV-BFW-KHG	22.274	11,7	189.717	Weinviertel

Maßnahmenszenario	Fläche [ha]	Fläche [%]	Ackerfläche [ha]	Region
GRS	1.312	2,7	49.027	Mostviertel
GRS-KHG	579	1,2	49.027	Mostviertel
SRS	1.067	2,2	49.027	Mostviertel
SRS-KHG	529	1,1	49.027	Mostviertel
GRS-SRS-KHG	1.129	2,3	49.027	Mostviertel
BFW_V1	980	2,0	49.027	Mostviertel
BFW_V2	327	0,7	49.027	Mostviertel
BFW_V3	537	1,1	49.027	Mostviertel
HFV	10.478	21,4	49.027	Mostviertel
RNG	4.430	9,0	49.027	Mostviertel
GRS-SRS-HFV-BFW-KHG	11.238	22,9	49.027	Mostviertel

Anhang 5 – Maßnahmenwirksamkeit

Tabelle 30: Prozentuelle Maßnahmenwirksamkeit der Maßnahmen Gewässer- und Straßenrandstreifen zur Reduktion der PP-Emissionen für die EZG der Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte.

EZG	Gebiet	GRS [%]	GRS-KHG [%]	SRS [%]	SRS KHG [%]	GRS-SRS-KHG [%]
10135	Innviertel	11,5	8,7	28,4	23,8	32,3
10140	Innviertel	12,1	8,5	25,4	17,4	25,6
10145	Innviertel	5,4	3,7	20,0	16,7	20,4
10150	Innviertel	14,0	12,6	26,4	19,9	31,8
10155	Innviertel	6,2	5,1	27,8	24,1	29,0
10160	Innviertel	8,4	7,6	25,9	23,2	30,6
10165	Innviertel	9,3	7,4	26,9	23,7	30,5
10275	Traun	7,0	5,2	14,2	11,7	16,1
10280	Traun	15,8	14,3	23,8	20,9	34,6
10285	Traun	8,3	6,6	38,3	30,7	36,7
10290	Traun	20,9	19,5	20,9	15,8	34,5
10295	Traun	7,5	5,8	38,0	30,5	36,2
10300	Traun	14,2	11,6	34,6	25,7	37,0
10305	Mühlviertel	7,9	7,0	13,4	9,3	16,2
10310	Mühlviertel	4,2	3,6	14,7	11,6	15,1
10315	Mühlviertel	7,1	6,9	18,2	17,1	23,8
10510	Mostviertel	26,9	26,3	37,7	37,3	64,0
10515	Mostviertel	41,4	39,8	23,4	23,1	63,4
10520	Mühlviertel	5,8	5,1	10,0	8,7	13,6
10565	Mostviertel	35,5	34,4	24,1	23,1	57,8
10595	Mostviertel	33,8	33,1	20,6	20,3	53,5
10645	Mostviertel	25,5	23,7	15,4	14,4	38,2
10650	Mostviertel	20,2	19,3	22,7	22,4	42,2
10655	Mostviertel	28,0	26,4	38,7	37,5	64,1
10680	Mostviertel	28,7	26,6	43,9	42,3	68,7

EZG	Gebiet	GRS [%]	GRS-KHG [%]	SRS [%]	SRS KHG [%]	GRS-SRS-KHG [%]
10845	Mostviertel	5,8	5,8	16,5	16,4	22,1
10850	Mostviertel	28,8	27,5	39,7	38,9	66,7
10870	Weinviertel	70,5	69,7	1,3	1,3	71,0
10875	Weinviertel	79,8	79,8	0,0	0,0	79,8
10880	Weinviertel	67,0	66,7	1,9	1,9	68,6
10890	Weinviertel	67,4	65,5	0,4	0,4	66,0
10900	Weinviertel	64,1	63,9	0,2	0,2	64,0
10905	Weinviertel	65,9	65,3	0,0	0,0	65,3
10910	Weinviertel	73,8	73,5	0,2	0,2	73,7
10915	Weinviertel	65,8	64,8	0,4	0,4	65,1
11010	Weinviertel	57,5	57,3	0,4	0,4	57,6
11045	Weinviertel	67,3	63,9	0,0	0,0	63,9
11050	Weinviertel	62,3	62,1	0,0	0,0	62,1
11055	Weinviertel	68,7	66,8	0,0	0,0	66,8
11060	Weinviertel	65,9	64,9	0,0	0,0	64,9
11065	Weinviertel	69,9	68,8	0,0	0,0	68,8
11075	Weinviertel	72,6	72,2	1,2	1,2	73,1
11080	Weinviertel	56,3	55,9	0,2	0,2	56,2
11085	Weinviertel	70,8	70,7	0,0	0,0	70,7
11090	Weinviertel	70,4	70,3	0,2	0,2	70,5
11095	Weinviertel	65,0	64,8	1,9	1,9	66,7
11100	Weinviertel	46,1	44,4	29,1	29,0	73,4
11105	Weinviertel	71,8	71,6	4,1	4,0	74,1
11110	Weinviertel	44,5	44,5	0,0	0,0	44,5
11270	Steiermark	3,6	2,2	10,6	9,2	11,4
11275	Steiermark	21,3	18,4	19,3	18,1	35,4
11300	Steiermark	29,1	21,8	21,7	18,9	39,0
11305	Steiermark	34,7	31,7	24,7	23,5	53,9
11335	Steiermark	31,5	27,0	27,4	25,8	50,2
11385	Steiermark	11,6	9,8	48,1	41,7	51,4
11390	Steiermark	21,3	17,8	33,7	28,8	45,1

EZG	Gebiet	GRS [%]	GRS-KHG [%]	SRS [%]	SRS KHG [%]	GRS-SRS-KHG [%]
11395	Steiermark	13,7	10,8	54,9	51,6	61,4
11440	Steiermark	4,8	3,9	6,2	5,0	8,8
11445	Steiermark	26,6	23,5	28,2	26,8	49,3
11450	Steiermark	30,9	27,6	24,3	23,4	49,1
11455	Steiermark	27,4	24,0	31,7	30,5	52,0
11460	Steiermark	22,2	19,1	41,0	39,5	54,7
12065	Steiermark	40,3	38,2	21,7	20,4	58,2
12085	Steiermark	40,0	33,5	19,0	17,3	50,0
12125	Steiermark	34,9	32,2	31,6	30,0	60,1
12135	Steiermark	24,5	22,1	37,7	36,4	56,6
12140	Steiermark	35,3	31,0	27,7	25,8	53,6
12145	Steiermark	29,4	26,1	35,1	33,0	55,9
12155	Steiermark	22,8	17,6	37,3	35,4	51,5
12160	Steiermark	21,1	16,7	38,4	35,9	50,8
12165	Steiermark	20,7	17,2	36,6	35,2	50,6
12260	Traun	13,0	11,2	35,6	26,2	37,0
12265	Innviertel	7,0	5,8	32,2	28,4	33,6
20900	Innviertel	10,1	8,6	27,8	24,3	32,4
20905	Innviertel	4,6	2,8	29,4	24,4	27,2
20910	Innviertel	5,1	2,8	35,4	26,2	28,9
20915	Innviertel	28,9	22,5	22,9	13,0	33,6
20920	Innviertel	4,4	3,3	37,7	30,0	32,7
20925	Innviertel	6,6	5,9	29,6	27,2	32,9
20930	Innviertel	5,4	4,7	30,2	27,0	31,6
20935	Innviertel	7,0	6,3	28,2	26,4	32,5
20940	Innviertel	5,1	4,3	16,7	14,7	18,9
20945	Innviertel	2,2	0,0	25,8	22,0	31,1
20965	Innviertel	9,6	8,4	24,4	21,9	30,0
20970	Innviertel	11,5	10,0	23,2	19,4	29,3
20975	Innviertel	6,2	5,7	27,5	24,1	29,7
20980	Innviertel	10,4	9,1	19,6	16,6	25,5

EZG	Gebiet	GRS [%]	GRS-KHG [%]	SRS [%]	SRS KHG [%]	GRS-SRS-KHG [%]
20985	Innviertel	13,8	12,1	19,4	17,0	28,8

Tabelle 31: Prozentuelle Maßnahmenwirksamkeit der Maßnahmen begrünte Fließwege, Hackfrüchteverzicht, RNG und Kombinationen davon zur Reduktion der PP-Emissionen für die EZG der Regionen Weinviertel, Mostviertel, Steiermark, Innviertel, Mühlviertel und Traun-Enns-Platte.

EZG	Gebiet	BFW_V1 [%]	BFW_V2 [%]	BFW_V3 [%]	HFV [%]	RNG [%]	GRS-SRS-HFV-BFW-KHG [%]
10135	Innviertel	13,6	13,6	10,5	22,9	46,2	53,1
10140	Innviertel	12,1	12,1	5,8	19,0	30,3	44,2
10145	Innviertel	10,8	10,8	5,6	17,0	35,5	36,6
10150	Innviertel	14,2	14,2	6,3	20,2	35,0	50,6
10155	Innviertel	12,6	12,6	13,0	19,3	52,8	48,8
10160	Innviertel	17,7	17,7	17,4	15,5	61,1	51,6
10165	Innviertel	27,6	27,6	21,4	16,6	52,4	56,8
10275	Traun	2,0	2,0	3,5	9,4	18,5	20,4
10280	Traun	15,6	15,6	20,8	20,1	59,7	52,8
10285	Traun	20,2	20,2	18,5	12,8	52,0	55,1
10290	Traun	16,9	16,9	25,0	17,1	62,6	54,0
10295	Traun	19,7	19,7	22,1	7,7	52,7	52,4
10300	Traun	18,6	18,6	16,4	8,7	44,8	52,9
10305	Mühlviertel	10,3	10,3	3,5	21,5	29,9	38,4
10310	Mühlviertel	12,4	12,4	3,2	18,0	32,0	37,0
10315	Mühlviertel	19,4	19,4	29,4	19,1	75,2	49,7
10510	Mostviertel	18,5	18,5	27,4	29,6	16,4	78,9
10515	Mostviertel	19,0	19,0	32,2	25,6	14,4	77,1
10520	Mühlviertel	13,2	13,2	6,6	33,6	41,3	46,8
10565	Mostviertel	11,7	11,7	14,3	27,1	13,3	67,9
10595	Mostviertel	14,2	14,2	18,4	22,5	14,8	61,9
10645	Mostviertel	3,8	3,8	3,5	14,3	6,3	41,9

EZG	Gebiet	BFW_V1 [%]	BFW_V2 [%]	BFW_V3 [%]	HFV [%]	RNG [%]	GRS-SRS-HFV-BFW-KHG [%]
10650	Mostviertel	9,2	9,2	11,5	27,0	9,9	54,2
10655	Mostviertel	14,5	14,5	8,4	21,4	12,1	74,1
10680	Mostviertel	11,6	11,6	12,5	25,2	11,8	76,0
10845	Mostviertel	4,8	4,8	15,0	9,2	5,0	26,9
10850	Mostviertel	11,9	11,9	13,5	19,6	14,6	74,7
10870	Weinviertel	12,3	12,3	6,0	3,8	69,0	77,6
10875	Weinviertel	6,7	6,7	0,7	7,7	79,8	79,8
10880	Weinviertel	19,0	19,0	9,6	8,2	68,2	79,2
10890	Weinviertel	25,2	25,2	21,7	5,9	79,5	78,7
10900	Weinviertel	21,0	21,0	21,9	14,2	71,8	77,9
10905	Weinviertel	11,2	11,2	5,9	8,3	67,4	73,1
10910	Weinviertel	6,4	6,4	3,2	2,4	72,3	76,5
10915	Weinviertel	15,6	15,6	12,2	9,0	71,6	74,2
11010	Weinviertel	17,5	17,5	13,4	6,4	58,2	67,7
11045	Weinviertel	9,3	9,3	5,0	3,7	55,1	69,0
11050	Weinviertel	16,1	16,1	3,8	9,6	67,6	70,7
11055	Weinviertel	14,0	14,0	7,3	5,7	64,4	72,4
11060	Weinviertel	6,9	6,9	14,4	6,1	59,5	69,5
11065	Weinviertel	20,9	20,9	10,0	3,2	73,8	79,4
11075	Weinviertel	16,5	16,5	8,3	1,0	72,3	74,6
11080	Weinviertel	19,2	19,2	12,7	4,4	69,6	69,9
11085	Weinviertel	19,0	19,0	10,5	6,0	78,9	78,2
11090	Weinviertel	15,4	15,4	3,5	9,2	70,3	77,6
11095	Weinviertel	16,6	16,6	8,8	2,8	68,8	73,0
11100	Weinviertel	33,4	33,4	2,3	1,4	68,1	77,5
11105	Weinviertel	11,0	11,0	5,4	2,8	73,7	79,2
11110	Weinviertel	24,3	24,3	10,9	7,0	44,5	44,5
11270	Steiermark	1,5	1,5	2,1	4,7	10,7	13,5
11275	Steiermark	6,2	6,2	12,2	20,4	32,3	47,8
11300	Steiermark	8,7	8,7	7,3	15,4	27,4	48,4
11305	Steiermark	14,8	14,8	16,0	27,9	50,1	69,0

EZG	Gebiet	BFW_V1 [%]	BFW_V2 [%]	BFW_V3 [%]	HFV [%]	RNG [%]	GRS-SRS-HFV-BFW-KHG [%]
11335	Steiermark	12,2	12,2	13,6	30,0	43,2	65,4
11385	Steiermark	8,4	8,4	3,3	18,7	36,4	61,4
11390	Steiermark	12,3	12,3	7,4	19,0	32,9	56,0
11395	Steiermark	12,5	12,5	11,7	24,7	49,3	71,9
11440	Steiermark	0,4	0,4	0,7	5,4	7,1	10,9
11445	Steiermark	13,4	13,4	13,2	20,7	36,9	61,0
11450	Steiermark	10,7	10,7	16,5	36,2	45,5	66,6
11455	Steiermark	10,6	10,6	15,4	36,9	48,1	69,2
11460	Steiermark	7,6	7,6	14,0	28,9	46,1	66,3
12065	Steiermark	15,0	15,0	16,3	35,0	52,8	73,4
12085	Steiermark	8,2	8,2	5,3	25,6	36,1	59,1
12125	Steiermark	15,6	15,6	19,7	39,6	58,2	77,1
12135	Steiermark	14,0	14,0	17,6	38,9	47,1	74,3
12140	Steiermark	14,6	14,6	14,7	40,4	51,1	72,6
12145	Steiermark	13,5	13,5	15,7	40,3	50,7	73,8
12155	Steiermark	10,5	10,5	11,4	28,2	37,7	64,3
12160	Steiermark	16,9	16,9	13,3	27,2	45,6	65,7
12165	Steiermark	15,1	15,1	9,5	27,9	42,7	65,7
12260	Traun	15,8	15,8	11,8	17,0	44,4	54,6
12265	Innviertel	13,7	13,7	12,8	12,0	56,0	49,3
20900	Innviertel	13,2	13,2	14,6	22,3	51,4	53,2
20905	Innviertel	17,5	17,5	12,4	25,0	36,1	50,3
20910	Innviertel	16,2	16,2	5,3	18,7	30,8	49,8
20915	Innviertel	8,4	8,4	0,7	17,5	29,3	46,8
20920	Innviertel	6,0	6,0	0,0	19,1	45,4	47,9
20925	Innviertel	17,1	17,1	15,4	22,0	57,2	55,3
20930	Innviertel	17,1	17,1	16,5	21,0	53,6	53,8
20935	Innviertel	13,1	13,1	28,9	20,7	68,7	52,5
20940	Innviertel	18,2	18,2	13,0	16,6	44,9	43,3
20945	Innviertel	6,1	6,1	16,4	16,9	11,8	45,5
20965	Innviertel	14,8	14,8	13,5	24,5	52,2	53,5

EZG	Gebiet	BFW_V1 [%]	BFW_V2 [%]	BFW_V3 [%]	HFV [%]	RNG [%]	GRS-SRS-HFV-BFW-KHG [%]
20970	Innviertel	20,8	20,8	14,9	20,4	47,4	52,7
20975	Innviertel	12,2	12,2	9,2	28,2	41,9	52,4
20980	Innviertel	15,2	15,2	20,3	24,9	57,2	51,2
20985	Innviertel	15,1	15,1	13,3	24,6	58,0	53,3

Anhang 6 – EZG – Teileinzugsgebiete

Tabelle 32: Zuordnung, welche MoRE-Teileinzugsgebiete in welchen RPhosFate-Einzugsgebieten liegen und wie diese übergeordneten Regionen zugeordnet sind.

Region	RPhosFate-Einzugsgebiet	MoRE-Teileinzugsgebiete
Weinviertel	Donaugraben	10900
	Fugnitz	11045
	Göllersbach	10880, 10870, 10875
	Hametbach	11075
	Pulkau	11065, 11060, 11055, 11050
	Russbach	11010
	Schmida	10915, 10910, 10905
	Senningbach	10890
	Waidenbach	11105
	Weidenbach	11110
	Zaya	11085, 11080, 11090, 11095, 11100
Mostviertel	Melk	10655, 10650, 10645
	Erlabach	10515, 10510
	Sierningbach	10680
	Tulln	10850, 10845
	Urlbach	10595, 10565
Steiermark	Drauchenbach	12160
	Gnasbach	12145
	Ilzbach	11305, 11300
	Lendvabach	12165
	Raab	11275, 11270, 11460, 11455, 11450, 11445, 11440
	Rittscheinbach	11335
	Sassbach	12140, 12135
	Schwarzabach	12125
	Stainzbach	12085
	Stiefingbach	12065

Region	RPhosFate-Einzugsgebiet	MoRE-Teileinzugsgebiete
	Strem	11395, 11390,11385
	Sulzbach	12155
Innviertel	Ach	20920, 20915, 20910, 20905, 20900
	Antiesen	20940, 20935, 20930, 20925
	Aschach	10145, 10140, 10135
	Grünbach	12265
	Gurtenbach	20945
	Innbach	10165, 10160
	Trattnach	10155, 10150
	Pram	20985, 20980, 20975, 20970, 20965
Mühlviertel	Gusen	10315, 10310, 10305
	Klambach	10520

Anhang 7 – Modellergebnisse MoRE

In diesem Anhang werden Modellergebnisse für Stickstoff und Phosphor in 754 österreichischen Einzugsgebieten bereitgestellt. Dabei werden folgende Informationen geliefert:

- N- und P-Emissionen in EZG nach Eintragspfaden
- NO_3-N- und PO_4-P-Risikobewertung anhand von Risikoquotienten
- Szenarienergebnisse zur Reduktion der N- und P-Emissionen
- Szenarienergebnisse – zur NO_3-N- und PO_4-P-Risikobewertung.

Da der Umfang der Informationen nicht sinnvoll in einem direkten Anhang an diesen Bericht anzuhängen ist, wird eine Exceldatei: Istbestandsanalyse_Anhang_7 zur Verfügung gestellt.