
Zustandserfassung, Nährstoffentwicklung
und Quantifizierung der
Maßnahmenwirksamkeiten von ÖPUL
2007 in oberösterreichischen
Einzugsgebieten

Endbericht

**Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen
Landesregierung**

AUWR-2015-231931/24-StU



Wien, November 2017

Autoren

**TU Wien, Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft**



Matthias Zessner
Gerold Hepp

wpa Beratende Ingenieure

Max Kuderna
Christine Weinberger



Umweltbundesamt

Oliver Gabriel



Kurzfassung

Das Modell Ensemble aus Inputdatenmodell, MONERIS und PhosFate wurde erfolgreich für den Zeitraum 2007 – 2013 aktualisiert. Ergebnisse aus der Systemanalyse weisen das Grundwasser für Stickstoff und die Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen für Phosphor als die wesentlichen Eintragspfade aus. Allerdings spielen in Abhängigkeit der räumlichen Bedingungen und der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse beim Phosphor auch die Eintragspfade Grundwasser (im zentralen Mühlviertel) oder vereinzelt die Kläranlagen eine Rolle. Oft führen verschiedene Kombinationen aus erhöhten Belastungen der angeführten Eintragspfade zu den häufigen und teilweise sehr deutlichen (bis Faktor 2-3) Überschreitungen der Richtwerte für $\text{PO}_4\text{-P}$. Bei den $\text{NO}_3\text{-N}$ Richtwerten kommt es dagegen nur noch im Ipfbach und im Kristeinerbach zu Überschreitungen des Richtwertes.

Die mit dem Modellverbund berechnete Wirksamkeit von ÖPUL 2007 konnte räumlich differenziert und für die Maßnahmen „Biologische Wirtschaftsweise“, „Begrünung“ und „Vorbeugender Gewässerschutz“ (Stickstoff) sowie für „Biologische Wirtschaftsweise“, „Begrünung teilweise mit zusätzlicher Mulchsaat“ und „Erosionsschutz Obst/Wein – Untersaat Mais“ für Phosphor dargestellt werden. Die in ÖPUL 2007 umgesetzten Maßnahmen führen zu deutlichen Minderungen der Stickstoff Überschüsse und zum Teil erheblichen Reduktionen der Bodenabträge, was sich in einer deutlichen Vermeidung höherer Gewässerkonzentrationen von $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ niederschlägt.

Nichtsdestotrotz reichen die ÖPUL 2007 Maßnahmen nicht aus, um eine Zielerreichung in den Einzugsgebieten mit Richtwertüberschreitung zu erzielen. In den wenigen Einzugsgebieten mit Richtwertüberschreitung für $\text{NO}_3\text{-N}$ (Ipfbach und Kristeinerbach) und den weiteren Einzugsgebieten mit einem Risiko der Richtwertüberschreitung ($>0,7$ Richtwertauslastung) können konsequent angewendete weitergehende Maßnahmen, wie die „Düngung nach Bodenvorrat“ perspektivisch eine Zielerreichung ermöglichen. In den vielen Einzugsgebieten mit Richtwertverfehlung für $\text{PO}_4\text{-P}$ ist die Lage ungleich dramatischer. Hier bewirken die umgesetzten ÖPUL 2007 Maßnahmen zwar eine Minderung der Belastung – diese fällt aber in vielen Einzugsgebieten noch immer derart hoch aus, dass auch bei Umsetzung weitergehender Maßnahmen unter Annahme maximaler Teilnahmen keine Zielerreichung in Sicht ist.

Zur Optimierung des Maßnahmeneinsatzes wurden die Einzugsgebiete mit Richtwertüberschreitung für $\text{PO}_4\text{-P}$ entsprechend der Auslastungshöhe klassifiziert und die wesentlichen Eintragspfade für die Einzugsgebiete aufgelistet. Darüber hinaus wurde das Emissionsmodell PhoFate, das auf Feldstückebene Risikoflächen für den Bodenabtrag und Phosphoreintrag in Fließgewässer abbildet methodisch erweitert. Die Visualisierung der Modellergebnisse wurde in einer dreidimensionalen web Applikation realisiert, so dass die Ergebnisse für ausgesuchte Einzugsgebiete als ein anschauliches und praktikables Instrument für die Beratung genutzt werden kann.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	4
1 Einleitung und Zielstellung	6
2 Methodik	7
2.1 Inputdatenmodell Landwirtschaft	7
2.1.1 Nährstoffüberschuss	7
2.1.2 Bodenabtrag	12
2.1.3 Berechnung der ÖPUL Maßnahmen	16
2.1.4 Verbesserungen im Inputdatenmodell.....	18
2.2 Emissionsmodellierung für Oberösterreich 2007-2013 (MONERIS)	20
2.2.1 Beschreibung des Modellansatzes und der Eingangsdaten.....	20
2.2.2 Von der Emission zur Bewertung der Zielerreichung	21
2.2.3 Pegelabgleich	21
2.2.4 Berechnung der Maßnahmenwirksamkeiten von ÖPUL 2007.....	22
2.2.5 Berechnung weitergehender Maßnahmen	24
2.3 Vorgangsweise bei der Eintrags- und Transportmodellierung in Testeinzugsgebieten mittels PhosFate	25
2.3.1 Berücksichtigung von Straßendämmen mit unterirdischer Ableitung.....	25
2.3.2 Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag.....	26
3 Beschreibung und Visualisierung des Ist-Zustandes (2007 – 2013)	28
3.1 Ergebnisse Inputdatenmodell	28
3.1.1 Stickstoffüberschüsse	28
3.1.2 Mineraldüngerabsatz.....	30
3.1.3 Bodenabtrag	30
3.2 Gewässerbelastung	32
3.2.1 Haupteintragspfade	36

3.2.2 Zielerreichung.....	40
3.3 Ausweisung von Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag	45
3.3.1 Relevanz von Straßendämmen mit unterirdischer Ableitung	45
3.3.2 Risikoflächen	45
4 Berechnung der Maßnahmenwirksamkeit von ÖPUL 2007	53
4.1 Stickstoffüberschüsse.....	53
4.2 Bodenabtrag	57
4.3 Reduktion der Emissionsfrachten und Zielerreichung.....	61
4.3.1 Stickstoff.....	62
4.3.2 Phosphor	65
4.4 Reduktion des erosiven Phosphoreintrags	68
5 Systemanalyse in Einzugsgebieten mit Richtwertverfehlung	70
5.1 Entwicklung in Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft	70
5.1.1 Ursachen der Richtwertverfehlung bei $\text{NO}_3\text{-N}$	72
5.1.2 Ursachen der Richtwertverfehlung bei $\text{PO}_4\text{-P}$	73
5.2 Ausweisung von Handlungsoptionen.....	80
6 Schlussfolgerungen.....	84
7 Ausblick.....	88
8 Literatur.....	89
ANHANG A: Inputdatenmodell Landwirtschaft	92
ANHANG B: Aktualisierungsbedarf von Daten bei einer Erweiterung des Modellierungszeitraumes mit dem Modell MONERIS und Dokumentation der Datenhaltung MONERIS	93
ANHANG C: Dokumentation der PhosFate-Datenhaltung.....	95

1 Einleitung und Zielstellung

Für eine wirkungsorientierte Verwaltung stellt die Kenntnis von Maßnahmenwirksamkeiten für die effektive Planung von Maßnahmenprogrammen zur Reduktion der Gewässerbelastung in Fließgewässern eine wesentliche Handlungsgrundlage dar. Anhand vorliegender Kenntnisse können unter Berücksichtigung der wichtigsten Wirkungsindikatoren, insbesondere in Problemgebieten, effiziente mittelfristige Strategien zur Zielerreichung erarbeitet werden.

Gemäß dem vorgegebenen Ablauf des Gesamtkonzeptes wird in diesem Projekt eine aktualisierte Zustandserfassung durchgeführt. Dabei wird das Modell MONERIS in Oberösterreich für den gesamten Untersuchungsraum mit der notwendigen Datengenauigkeit aufgesetzt. Neben der aktualisierten Zustandsanalyse (2007 bis 2013) wird die Wirksamkeit der ÖPUL Periode 2007 bis 2013 für alle oberösterreichischen Einzugsgebiete berechnet und visualisiert. Im Falle ausgewiesener Trends in der Nährstoffentwicklung oder einer ermittelten, möglichen Zielverfehlung, die zuvor für alle Oberösterreichischen Einzugsgebiete evaluiert wird, werden in den betroffenen Einzugsgebieten Ursachenanalysen (Entwicklungen in der Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft) durchgeführt. Zusätzlich werden in diesem Projekt weitere Lösungen für eine nachhaltige und transparente Datenhaltung entwickelt und der Aktualisierungsbedarf von Modelleingangsdaten dokumentiert, was eine Vereinfachung für weitere Anwendungen und Aktualisierungen mit dem Modellverbund MONERIS und PhosFate darstellt. In Bezug auf PhosFate werden die Modellerweiterungen „Unterirdische Ableitung an Verkehrswegen“ in eine aktualisierte Version implementiert und die Maßnahmenwirksamkeiten für ÖPUL 2007 in den bestehenden PhosFate Testgebieten berechnet.

Insgesamt ergeben sich aus den Zielstellungen dieses Projektes folgende Arbeitspakete:

1. Datenimplementierung im flexiblen Inputdatenmodell (FIDMO) und in MONERIS für alle Oberösterreichischen Einzugsgebiete und in PhosFate für Testgebiete
2. Datenimplementierung ÖPUL 2007 in FIDMO und MONERIS und in PhosFate (Testgebiete)
3. Dokumentation der zu aktualisierenden Eingangsdaten (Datenkatalog)
4. Berechnung und Visualisierung der Gewässergütesituation von 2007 – 2013 für Oberösterreich (FIDMO/MONERIS)
5. Berechnung und Visualisierung der Maßnahmenwirksamkeit von ÖPUL 2007 für Oberösterreich (FIDMO/MONERIS) und für Testeinzugsgebiete (PhosFate)
6. Administration, Berichtslegung und Vorstellung der Ergebnisse in Workshops

2 Methodik

2.1 Inputdatenmodell Landwirtschaft

Das Inputdatenmodell Landwirtschaft liefert einen wichtigen Teil der Eingangsdaten für das Emissionsmodell MONERIS und basiert zum Großteil auf den INVEKOS Daten (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem), welches ein System zur Kontrolle von Verordnungen und Förderungen in der Agrarpolitik darstellt. Weiters bietet dieses Modell die Möglichkeit landwirtschaftliche Maßnahmen abzubilden. Das Inputdatenmodell berechnet einerseits den Bodenabtrag und andererseits den Nährstoffüberschuss auf landwirtschaftlichen Flächen.

Um den Zeitraum der ÖPUL 2007-Periode ausreichend abbilden zu können, wurden die Jahre 2008, 2010 und 2013 im Inputdatenmodell modelliert und in weiterer Folge als Eingangsdaten im MONERIS verwendet.

2.1.1 Nährstoffüberschuss

Zur Berechnung der Nährstoffbilanzen werden die Nährstoffeinträge den –austrägen gegenübergestellt. Die Berechnung erfolgt auf Schlagebene bzw. auf Betriebsebene:

Einträge:

- Düngung aufgrund des eingeschätzten Nährstoffbedarfs (N, P)
- Nährstoffüberschuss aus Tierhaltung (N, P)
- Symbiotische Luftstickstofffixierung (N)
- Nichtsymbiotische Luftstickstofffixierung (N)
- Atmosphärische Deposition (N)
- Weitere Einträge mit dem Wirtschaftsdünger (N):
 - Lokal wirksame atmosphärische Deposition gasförmiger N-Verluste aus dem Wirtschaftsdünger
 - Differenz feldfallender – jahreswirksamer Stickstoff

Austräge:

- Nährstoffentzüge durch die Ernte (N, P)

Die einzelnen Bilanzglieder wurden im Detail wie folgt berechnet:

Düngung aufgrund des eingeschätzten Nährstoffbedarfs

Als Datengrundlage stehen die Flächen der angebauten landwirtschaftlichen Kulturen auf Schlagebene sowie Ertragsstatistiken der Jahre 2001-2013 auf Gemeinde- und Bezirksebene zur Verfügung. Zur Berechnung des Nährstoffbedarfs wird davon ausgegangen, dass Landwirte bei ihrer Einschätzung den Richtlinien für die sachgerechte Düngung des BMLFUW folgen. Da die Ertragshöhe in einem einzelnen Jahr zum Zeitpunkt der Düngung nicht bekannt ist, wurde die Annahme getroffen, dass Landwirte bei der Einschätzung des Nährstoffbedarfs von ihrer höchsten je erreichten Ertragslage ausgehen (niedrig, mittel, hoch1, hoch2, hoch3), wenn mindestens zweimal in den Jahren 2001-2013 Erträge der entsprechenden Ertragslage und bei der entsprechenden Kultur auftreten. Für seltene und damit flächenmäßig weniger bedeutende Kulturen, die nicht in den Richtlinien für die

Sachgerechte Düngung enthalten sind, werden andere in Österreich gängige Grundlagen zur Düngeempfehlung herangezogen.

Nährstoffüberschuss aus der Tierhaltung

Als Datengrundlage stehen Tierhaltungszahlen auf Betriebsebene zur Verfügung. Der Nährstoffanfall wird entsprechend den Richtlinien für die sachgerechte Düngung bewertet. Bei jenen Betrieben, wo der Nährstoffanfall aus der Tierhaltung den Nährstoffbedarf übersteigt, wird der Differenzbetrag aus Nährstoffanfall und Nährstoffbedarf (=Nährstoffüberschuss aus der Tierhaltung) berechnet.

Symbiotische Luftstickstofffixierung

Es werden kulturspezifische konstante Werte pro Flächeneinheit verwendet. Die Werte wurden aus den Berechnungen des Projektes „STOBIMO-Nährstoffe“ übernommen.

Nichtsymbiotische Luftstickstofffixierung

Es wird ein konstanter Wert von 4 kg N/ha verwendet.

Atmosphärische Deposition

Es wird ein konstanter Wert von 15 kg N/ha verwendet.

Weitere Einträge mit dem Wirtschaftsdünger

Die Differenzbeträge zwischen feldfallendem Stickstoff und jahreswirksamem Stickstoff sowie die gasförmigen Stickstoffverluste bei der Ausbringung werden entsprechend den Richtlinien für die sachgerechte Düngung bewertet. Als Datengrundlage stehen Tierhaltungszahlen aus den INVEKOS-Daten auf Betriebsebene zur Verfügung.

Gasförmige Stickstoffverluste aus der Tierhaltung, sowie bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger werden bei der Bemessung der Düngung üblicherweise abgezogen. Diese gasförmigen Stickstoffverluste gehen jedoch nur zu einem Teil in den Ferntransport, ein Anteil von etwa 30% wird im Nahbereich der Verlustquelle wieder als Deposition wirksam (Zessner et al., 2014). Da diese Deposition im Wert der atmosphärischen Deposition nicht enthalten ist (sie berücksichtigt Einträge aus dem Ferntransport), diese jedoch auf Ebene von Einzugsgebieten in der Größe, wie sie hier betrachtet werden relevant ist, müssen die gasförmigen Verluste aus der Tierhaltung als Einträge zur Berechnung der Stickstoffbilanz wieder zum Teil hinzugezählt werden. Die Höhe des Anteils der gasförmigen Verluste, der wieder lokal als Deposition wirksam wird, wird im Ausmaß von 30% der gasförmigen Verluste aus der Stall- und Lagerhaltung und der Wirtschaftsdüngerausbringung berücksichtigt.

Eine weitere grundlegende Annahme war, dass bei der Düngung der jahreswirksame Stickstoff berücksichtigt wird, jedoch der gesamte feldfallende Stickstoff ausgebracht wird und dieser zwar nicht im Anwendungsjahr, jedoch fast zur Gänze in den Folgejahren mobilisiert wird, so dass er bei einer mehrjährigen Betrachtungsweise zu berücksichtigen ist.

Nährstoffentzüge durch die Ernte

Datengrundlage sind die Ertragsstatistiken der ÖSTAT auf Gemeinde- und Bezirksebene sowie die Konzentrationswerte für N und P in den Ernteprodukten, die aus der Berechnung des Projektes „STOBIMO-Nährstoffe“ übernommen wurden. Wenn für eine in den INVEKOS Daten enthaltene Kultur in einem Jahr in einer Gemeinde keine Ertragsdaten vorhanden sind, wird der Wert auf Bezirksebene eingesetzt, ist auch dieser nicht verfügbar, werden Standardwerte verwendet, was aber nur bei flächenmäßig wenig bedeutenden Kulturen erforderlich ist.

Berechnungsaufbau Nährstoffüberschuss

Für die Berechnung des Nährstoffüberschusses werden wie auch beim Bodenabtrag hauptsächlich die INVEKOS Daten herangezogen. Des Weiteren werden Erntedaten benötigt, welche von der Statistik Austria zur Verfügung gestellt wurden. Weitere Daten wie z.B. Nährstoffgehalt im Wirtschaftsdünger und Düngemenge wurden der Richtlinie für die Sachgerechte Düngung, 6. Auflage (BMLFUW, 2006) entnommen. In Abbildung 1 werden die Eingangsdaten schematisch dargestellt.



Abbildung 1: Schematische Darstellung der Eingangsdaten für das Inputdatenmodell im Bereich „Nährstoffüberschuss“

Die Vorbereitungen für die Berechnung, wie das Zusammenfügen und Verknüpfen der Eingangstabellen, werden im MS Access durchgeführt. Um die Berechnung nachvollziehbarer und um Auswirkungen von Maßnahmen so ersichtlich wie möglich zu machen, erfolgt die eigentliche Berechnung im MS Excel. Die Berechnungstabelle ist so aufgebaut, dass pro Einzugsgebiet, Kulturart und Ertragslage eine Zeile vorhanden ist, das heißt die Schlagfläche wird entsprechend dieser Kriterien summiert. Die dazugehörigen Düngemengen werden pro Zeile angegeben. Der Entzug (berechnet aus Nährstoffgehalt in der Pflanze und dem Ertrag) wurde flächengewichtet gemittelt. Mithilfe dieser Angaben kann die Basisbilanz aus der Differenz der Nährstoffeinträge und -austräge errechnet werden. Als Ergebnis erhält man den gemittelten Bilanzsaldo pro Einzugsgebiet in kg N/ha.

Zusätzlich wird die Reduktion des Bilanzsaldos durch die gemäß INVEKOS Daten umgesetzte ÖPUL Maßnahme „Reduktion ertragssteigernder Betriebsmittel“ berechnet, welche nur im ÖPUL 2000 angeboten wurde.

In einem weiteren Tabellenblatt werden die einzelnen Bilanzglieder wie Nährstoffüberschuss aus der Tierhaltung, organischer Anteil im Wirtschaftsdünger, Ausbringungsverluste und Stall- und Lagerverluste berechnet. Hierfür wurden bereits im MS Access die Daten so aufbereitet, dass die Schlagfläche und der Nährstoffanfall der Betriebe pro Einzugsgebiet und GVE-Klasse dargestellt und den Ergebnissen aus der vorhergehenden Berechnung gegenübergestellt werden können.

Wie bereits bei der Berechnung des Bodenabtrags wird auch bei der Nährstoffbilanz nachträglich die Wirkung der Begrünung in einem eigenen Tabellenblatt miteingerechnet. Die Summe der begrüneten Fläche wird pro Einzugsgebiet aufgelistet und die Wirkung der Begrünung durch eine Verminderung des N-Austrags um 20% angegeben.

Als Begrünung, welcher eine positive Wirkung auf die Stickstoffauswaschung zugesprochen wird, werden für die Berechnung nur aktiv angelegte Begrünungen herangezogen, sprich nur zusätzlich angebaute Zwischenfrüchte und keine „fördertechnischen“ Begrünungen wie z.B. die Variante H im ÖPUL 2007. In den Jahren 2008, 2010 und 2013 kann die Begrünungsvariante H Mithilfe der Angaben in der Begrünungstabelle herausgefiltert werden. Im ÖPUL 2000 wurden diese „fördertechnischen“ Begrünungen allerdings nicht extra ausgewiesen, wurden aber ebenfalls als Begrünung bei der Förderung innerhalb der Varianten A, B und C anerkannt. Da davon ausgegangen werden kann, dass der Anteil der angelegten „fördertechnischen“ Begrünungen im ÖPUL 2007 vergleichbar mit dem Anteil im ÖPUL 2000 ist, wurde bei den Berechnungen der Begrünungsflächen nachträglich der gemittelte Flächenanteil der Variante H aus dem ÖPUL 2007 pro Einzugsgebiet abgezogen.

In weiteren 9 vorbereiteten Tabellenblättern können folgende landwirtschaftliche Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffeinträgen berechnet werden (genauere Beschreibung der Maßnahmen siehe Zessner et al., 2014):

- N1 durchgehende Bodenbedeckung mit Nutzung: Für die Berechnung wurde angenommen, dass eine Grünlandnutzung an Stelle einer Ackernutzung erfolgt.
- N2 durchgehende Bodenbedeckung ohne Nutzung: Für die Berechnung wurde eine Ackerstilllegung in Form einer Grünbrache angenommen. Wesentlicher Unterschied zur vorangehend genannten Maßnahme ist, dass der Aufwuchs nicht genutzt wird.
- N3m (maximale) Begrünung von Acker: Es wurden die derzeitigen Begrünungsvarianten des ÖPUL angenommen: A1, A, B, C, D. Die Varianten C1 und D1 wurden wie C und D behandelt.
- N6 Düngebeschränkung auf mittlere Ertragslage (2 Tabellenblätter): Die Maßnahme wurde als eine Beschränkung der Düngung für Ackerkulturen auf die Höhe, die gemäß Richtlinien für die sachgerechte Düngung (6. Auflage) für eine mittlere Ertragslage gilt, definiert.
- N7 Düngung nach Bodenvorrat: Es wurde angenommen, dass ausgewählte Ackerkulturen nach der Bestimmung des Vorrats an verfügbaren Stickstoff im Boden (N_{\min} Sollwertmethode) gedüngt werden. In Tabelle 1 werden die Kulturen und deren angenommene Reduzierung des N-Überschusses angegeben.

Tabelle 1: Verminderung der N-Bilanz durch Anpassung der Düngung an den Bodenvorrat

Kultur	Mineralisch gedüngter Boden (kg N/ha)	mit Wirtschaftsdünger gedüngter Boden (kg N/ha)
Mais	15	30
Weizen	15	30
Wintergerste	15	30
Sommergerste	10	20
Triticale	10	20
Raps	10	20
Kartoffel	10	20

- N12 späterer Düngezeitpunkt zu Mais: Es wird angenommen, dass durch später einsetzende Düngung Anfang Juni (statt häufig Anfang April) bei Maisanbau die N Auswaschung in das Grundwasser um 10kg/ha/a reduziert werden kann.
- N13 Erweiterung der Lagerkapazität: Es wird angenommen, dass durch eine Vergrößerung des Wirtschaftsdüngerlagerraumes bei Schweinehaltung auf eine Herbstdüngung zu Wintergetreide verzichtet werden kann. Durch die Reduktion des N Überschusses kann ebenfalls die Auswaschung in das Grundwasser reduziert werden
- N14 Abluftreinigung der Stallluft: Durch Reinigung und Absaugung in Ställen mit Zwangslüftung (bei Schweinen und Geflügel) werden ca. 80% der gasförmigen N Verluste aus der Stallhaltung zurückgehalten.

In jeder dieser Tabellenblätter ist eine Spalte vorgesehen, in welcher die Teilnahmequote an der entsprechenden Maßnahme angegeben werden kann. Die Teilnahme kann aber grundsätzlich im vorliegenden Inputdatenmodell im Rahmen der möglichen Spannweite frei bestimmt werden. Folgende Teilnahmequoten wurden bei den Maßnahmen angenommen:

- N1 durchgehende Bodenbedeckung mit Nutzung: 1%, 5% und 7% der gesamten Ackerfläche
- N2 durchgehende Bodenbedeckung ohne Nutzung: 1%, 5% und 7% der gesamten Ackerfläche
- N3m (maximale) Begrünung von Acker: 21%, 31% und 45% der gesamten Ackerfläche
- N6 Düngebeschränkung auf mittlere Ertragslage: 33%, 50% und 100% der gesamten Ackerfläche
- N7 Düngung nach Bodenvorrat: 33%, 50% und 100% der gesamten Flächen mit Nährstoffempfehlung (ca. 70% der Ackerflächen)
- N12 späterer Düngezeitpunkt zu Mais: 50%, 75% und 100% der gesamten Maisflächen
- N13 Erweiterung der Lagerkapazität: 33%, 66% und 100% der gesamten Wintergetreideflächen
- N14 Abluftreinigung der Stallluft: 10%, 50% und 100% der gesamten Betriebe mit Geflügel oder Schweinehaltung

Bei der Berechnung der Nährstoffbilanz einschließlich der Maßnahme N1 werden entsprechend der Teilnahmequote Ackerflächen in Grünlandflächen umgewandelt. Die Teilnahmequote wird auf alle Ackerkulturen entsprechend der Gesamtfläche aufgeteilt. Der Grünlandanteil erhöht sich um die Höhe der Teilnahmequote. Für die Berechnung der durchschnittlichen Bilanz pro Einzugsgebiet wird

für die umgewandelten Flächen angenommen, dass sie denselben Bilanzüberschuss aufweisen wie durchschnittliches Grünland in dem Einzugsgebiet.

Die Berechnung der Wirkung von Maßnahme N2 erfolgt analog, jedoch wird eine Umwandlung in Grünbrache vorgenommen.

Die Wirkung der Maßnahme N3m wird wie oben beschrieben gemäß der Berechnung der tatsächlich umgesetzten Begrünung berechnet, jedoch wird der Begrünungsanteil entsprechend der angenommenen Teilnahmequote angehoben.

Die Reduktion des Stickstoffsaldos durch die Maßnahme N6 wird wie zur Berechnung der Basisbilanz und der zusätzlichen Bilanzglieder berechnet. Die Höhe der Düngemenge wird jedoch generell auf „mittel“ festgelegt, wodurch sich der Nährstoffeintrag und in weiterer Folge der Bilanzsaldo verringert.

Da für die Berechnung der Maßnahme N7 die Angabe notwendig ist, ob mit Wirtschaftsdünger gedüngt wird oder nicht (werden Tiere am Betrieb gehalten), wurde diese Information bereits im MS Access mitgezogen und in der Tabelle zusätzlich zu den Kriterien Einzugsgebiet und Kultur dargestellt. Entsprechend der Kultur und der Art des Düngers wird der Nährstoffeintrag entsprechend der Maßnahmendefinition verringert und somit ebenso der Bilanzsaldo.

Bei der Berechnung der Maßnahme N12 wird angenommen, dass auf Maisflächen eine Reduktion der Stickstoffbilanz erreicht wird. Somit wird die Schlagfläche je Kultur und Einzugsgebiet angegeben und der Bilanzsaldo auf Maisflächen entsprechend verringert.

Die Berechnung der Maßnahme N13 erfordert die Angabe der Schlagflächen mit Wintergetreide je Schweine-GVE Klasse, da angenommen wird, dass eine Verminderung des Bilanzsaldos durch den Verzicht auf eine Herbstdüngung erreicht wird. Je höher der Viehbesatz mit Schweinen auf einem Betrieb ist, desto höher ist die Reduktion auf dessen Wintergetreideflächen.

Da die Maßnahme N14 auf Betriebe mit Geflügel oder Schweinen abzielt, ist die Angabe der Schlagfläche je Einzugsgebiet und je Viehbesatz mit Geflügel und Schweinen notwendig. Des Weiteren wird der dementsprechende Nährstoffanfall angegeben, wodurch der Einfluss auf die Stall- und Lagerverluste berechnet werden kann.

Verwendung der Daten in MONERIS

Für die weitere Verwendung im Programm MONERIS wird die Summe aus Basisbilanz (Düngung aufgrund des eingeschätzten Nährstoffbedarfs, (nicht-) symbiotische Luftstickstofffixierung, atmosphärische Deposition), Nährstoffüberschuss aus der Tierhaltung und feldfallendem Stickstoff plus 30% der gasförmigen Verluste (Ausbringverluste und Stall und Lagerverluste) verwendet.

2.1.2 Bodenabtrag

Der Bodenabtrag auf landwirtschaftlichen Flächen wird Mithilfe der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (USLE) berechnet (Schwertmann et al., 1987):

$$A = R * K * L * S * C * P$$

A: langjähriger mittlerer Bodenabtrag in t/ha

R: Regen- und Oberflächenabflussfaktor: Maß für die gebietsspezifische Erosionskraft der Niederschläge

K: Bodenerodierbarkeitsfaktor: Hängt von mehreren Bodeneigenschaften ab, im Wesentlichen jedoch von der Korngrößenzusammensetzung (Textur) des Bodens

L: Hanglängenfaktor: Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Länge zu dem des Standardhanges (22m) an

S: Hangneigungsfaktor: Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Neigung zu dem des Standardhanges (9% Gefälle) an

C: Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor: Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Bewirtschaftung (z.B. Kulturpflanze) zu dem unter Schwarzbrache an

P: Erosionsschutzfaktor: Gibt das Verhältnis des Bodenabtrags mit beliebigen Erosionsschutzmaßnahmen zu dem ohne Maßnahmen an

Für die Faktoren R (langjährige Niederschlagsreihen) und L (Österreichisches Höhenmodell) sind die Daten als Durchschnittswerte pro Katastralgemeinde vorhanden. Die Faktoren K (anhand der Österreichischen Bodenkarte) und S (Hangneigung in den INVEKOS Daten) sind pro Grundstück bzw. Schlagfläche vorhanden. Der Bedeckungsfaktor C ist kulturspezifisch und wird anhand der INVEKOS Daten den jeweiligen Schlagflächen zugeordnet.

Der Erosionsschutzfaktor P betrifft spezielle Maßnahmen wie Erosionsschutz Wein, Erosionsschutz Obst und Hopfen, Untersaat Mais und Begrünung eventuell kombiniert mit Mulch- und Direktsaat. Ob eine Begrünung (mit Mulch- und Direktsaat) angelegt wurde und in welchem Ausmaß, ist anhand der sogenannten „Begrünungstabelle“ in den INVEKOS Daten auf Feldstückebene dokumentiert. Eine eindeutige Zuordnung dieser Maßnahme auf Schlagfläche ist daher nicht möglich. Die Flächenangabe mit Maßnahmenbeteiligung wird prozentuell auf alle Schlagflächen am Feldstück aufgeteilt. Die Höhe des Erosionsschutzfaktors ist abhängig von der angelegten Begrünungsvariante.

Berechnungsaufbau Bodenabtrag

Für die Berechnung des Bodenabtrags werden Daten unterschiedlicher Herkunft benötigt. Im Mittelpunkt stehen die INVEKOS Daten, welche Aufschluss über die Zugehörigkeit landwirtschaftlichen Flächen, deren Größe und die angebaute Kultur geben. Auch die Teilnahme an ÖPUL Maßnahmen ist darin ersichtlich. Des Weiteren werden zur Bestimmung der Faktoren ein Höhenmodell, Niederschlagsreihen und die österreichische Bodenkarte benötigt. In Abbildung 2 werden die Eingangsdaten schematisch dargestellt.

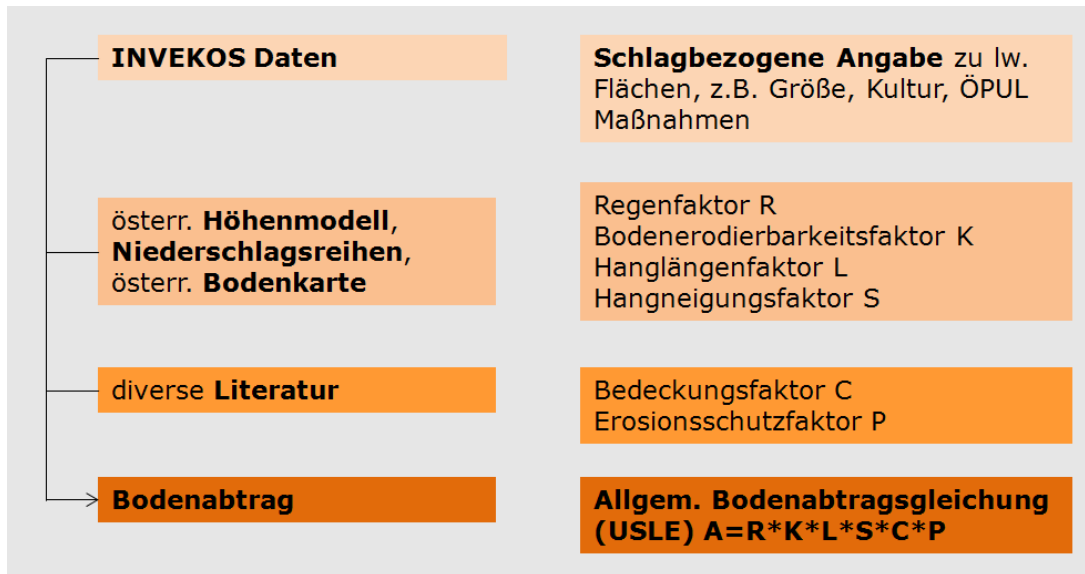


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Eingangsdaten für das Inputdatenmodell im Bereich „Bodenabtrag“

Die Vorbereitungen für die Berechnung wie das Zusammenfügen und Verknüpfen der Eingangstabellen werden im MS Access durchgeführt. Um die Berechnung nachvollziehbarer und um Auswirkungen von Maßnahmen so ersichtlich wie möglich zu machen, erfolgt die eigentliche Berechnung im MS Excel. Die Berechnungstabelle ist so aufgebaut, dass pro Einzugsgebiet, Hangneigungsklasse und Kulturart eine Zeile vorhanden ist, das heißt die Schlagfläche wird entsprechend dieser Kriterien summiert. Die einzelnen Faktoren wie Regen- und Oberflächenabflussfaktor, Bodenerodierbarkeitsfaktor, Hangneigung und Hanglänge werden flächengewichtet gemittelt. Alle relevanten ÖPUL Maßnahmen mit Ausnahme der Begrünungen werden extra ausgewiesen. Als Ergebnis erhält man den Bodenabtrag ohne Einfluss der Begrünungen pro Einzugsgebiet in t/ha.

In weiterer Folge wird in einem anderen Tabellenblatt die Wirkung der Begrünung berücksichtigt. Die Summe der begrüneten Fläche wird pro Einzugsgebiet und Hangneigungsklasse aufgelistet und die Wirkung der Begrünung (P-Faktor_Begrünung) flächengewichtet gemittelt angegeben. Zusätzlich wird angegeben, wie groß der Anteil der gemulchten Flächen ist. Der durch die Begrünung und Mulch- und Direktsaat verringerte Bodenabtrag wird in t/ha je Einzugsgebiet angegeben.

Als Begrünung, welcher eine positive Wirkung auf die Bodenerosion zugesprochen wird, werden bei der Berechnung nur aktiv angelegte Begrünungen angesehen, sprich nur zusätzlich angebaute Zwischenfrüchte und keine „fördertechnischen“ Begrünungen wie z.B. die Variante H im ÖPUL 2007. Bei der Variante H wurden winterharte Hauptkulturen (Winterraps, Klee gras, ...) zwar gefördert, aber es wird dadurch kein zusätzlicher Schutz vor Erosion geboten, als er nicht ohnehin bereits bei der Bodenabtragsberechnung im C-Faktor der Hauptkultur berücksichtigt wird. In den Jahren 2008, 2010 und 2013 kann die Begrünungsvariante H Mithilfe der Angaben in der Begrünungstabelle herausgefiltert werden. Im ÖPUL 2000 wurden diese „fördertechnischen“ Begrünungen allerdings nicht extra ausgewiesen, wurden aber ebenfalls als Begrünung bei der Förderung innerhalb der Varianten A, B und C anerkannt. Da davon ausgegangen werden kann, dass der Anteil der angelegten „fördertechnischen“ Begrünungen im ÖPUL 2007 vergleichbar mit dem Anteil im ÖPUL 2000 ist, wurde bei den Berechnungen der Begrünungsflächen nachträglich der gemittelte Flächenanteil der Variante H pro Einzugsgebiet in den Jahren 2002, 2004 und 2006 abgezogen.

In weiteren 4 vorbereiteten Tabellenblättern können folgende landwirtschaftliche Maßnahmen zur Reduktion von Phosphoreinträgen berechnet werden. Eine genauere Beschreibung der Maßnahmen ist in Zessner et al. (2014) zu finden:

- P1a durchgehende Bodenbedeckung: Für die Berechnung wurde angenommen, dass eine Grünlandnutzung an Stelle einer Ackernutzung erfolgt.
- P1b durchgehende Bodenbedeckung auf steilen Hängen: Für die Berechnung wurde angenommen, dass in Hanglagen über 8% Steigung eine Grünlandnutzung an Stelle einer Ackernutzung erfolgt.
- P3/4m (maximale) Begrünung von Acker inkl. Mulch und Direktsaat: Es wurden die derzeitigen Begrünungsvarianten des ÖPUL angenommen: A1, A, B, C, D. Die Varianten C1 und D1 wurden wie C und D behandelt. Außerdem kann nach einer Begrünung entsprechend den Varianten B, C oder D die darauffolgende Hauptkultur mit Mulch- oder Direktsaatverfahren angebaut werden.
- P5 Fruchtfolgeauflage auf steilen Hängen: Sowohl auf Körnermais als auch auf Silomaisflächen, welche eine Hangneigung von >8% aufweisen, wird statt dessen Winterweizen bzw. Klee gras angebaut.

Die Maßnahmen „P1c - durchgehende Bodenbedeckung auf eintragsrelevanten Flächen“ und „P2 - Gewässerrandstreifen“ können Mithilfe dieser Tabellen nicht berechnet werden, da hierzu die räumliche Lage der Schlagflächen fehlt.

In jeder dieser Tabellenblätter ist eine Spalte vorgesehen, in welcher die Teilnahmequote an der entsprechenden Maßnahme angegeben werden kann. Die Teilnahme kann aber grundsätzlich im vorliegenden Inputdatenmodell im Rahmen der möglichen Spannweite frei bestimmt werden. Folgende Teilnahmequoten wurden bei den Maßnahmen angenommen:

- P1a durchgehende Bodenbedeckung: 1%, 5% und 7% der gesamten Ackerfläche
- P1b durchgehende Bodenbedeckung auf steilen Hängen: 1%, 5% und 7% der gesamten Ackerfläche (vorzugsweise auf steilen Hängen)
- P3/4m (maximale) Begrünung von Acker: 21%, 31% und 45% der gesamten Ackerflächen
- P5 Fruchtfolgeauflagen auf steilen Hängen: 33%, 50% und 100% der gesamten Maisflächen auf steilen Hängen

Bei der Berechnung des Bodenabtrags inklusive der Anwendung der Maßnahme P1a werden entsprechend der Teilnahmequote Ackerflächen in Grünlandflächen umgewandelt. Der Umsetzungsanteil wird auf alle Ackerkulturen entsprechend der Gesamtfläche aufgeteilt. Die Summe der Grünlandfläche erhöht sich um die umgewandelte Fläche.

Die Berechnung der Maßnahme P1b erfolgt sinngemäß wie bei P1a. Jedoch werden nur Ackerflächen in der Hangneigungsklasse 4 (entsprechend > 8%) in Grünland umgewandelt. Falls die Flächengröße der angenommenen Teilnahmequote auf der gesamten Ackerfläche die Ackerfläche in der Hangneigungsklasse 4 übersteigt, wird die gesamte Ackerfläche in dieser Klasse in Grünland umgewandelt. Eine weitere Umwandlung von Ackerland in Grünland in anderen Klassen geringerer Hangneigung findet dagegen nicht statt. Die Umwandlung ist daher mit der Ackerflächensumme in der Hangneigungsklasse 4 gedeckelt.

Die Wirkung der Maßnahme P3/4m wird gemäß der Berechnung der tatsächlich umgesetzten Begrünung berechnet (siehe oben), jedoch wird der Begrünungsanteil entsprechend der angenommenen Teilnahmequote angehoben.

Für die Berechnung des Bodenabtrags inkl. der Maßnahme P5 werden die Ackerkulturen in der Hangneigungsklasse 4, sprich die C-Faktoren, entsprechend folgender Kriterien geändert: Statt Körnermais wird Wintergerste angebaut, statt Silomais wird Klee gras angebaut. Die Bodenerosion wird anhand der geänderten Faktoren berechnet.

2.1.3 Berechnung der ÖPUL Maßnahmen

Die Wirkung der ÖPUL Maßnahmen im ÖPUL 2007 sollen auf ihre Wirksamkeit betreffend die Reduktion der Stickstoffüberschüsse und die Reduktion des Bodenabtrags bewertet werden. Es wurden nur jene ÖPUL Maßnahmen in der Modellierung berücksichtigt, von denen eine nachvollziehbare und in Studien nachgewiesene Wirkung (z.B. ÖPUL-Evaluierungen) ausgeht. Einflüsse durch Schulungen und Beratungen können nur abgeschätzt werden.

Folgende ÖPUL Maßnahmen wurden berücksichtigt:

ÖPUL Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“

Diese Maßnahme wurde sowohl in der ÖPUL Periode 2000 - 2006 als auch von 2007 - 2014 angeboten. Teilnehmende Betriebe dürfen unter Anderem keine chemisch-synthetischen Düngemittel oder Pflanzenschutzmittel anwenden. Daraus ergibt sich für Biobetriebe sowohl eine abgeänderte Fruchtfolge im Vergleich zu konventionellen Betrieben als auch ein kulturspezifischer geringerer Ertrag.

Für die Berücksichtigung der Verminderung des Bodenabtrags durch die Biologische Wirtschaftsweise wird davon ausgegangen, dass Biobetriebe vermehrt erosionsmindernde Kulturen anbauen. Eine Auswertung der INVEKOS-Daten in Bezug auf die Kulturartenverteilung biologischer und konventioneller Betriebe ergab, dass die Kulturen Körnermais, Silomais, Körnerraps und Winterweizen bei Biobetrieben eher selten angebaut werden, dafür werden vor Allem die Kulturen Ackerbohne, Klee gras, Roggen und Wintertriticale angebaut. Für die Berücksichtigung der Maßnahme „biologische Wirtschaftsweise“ wurde daher ein Negativszenario angenommen, in welchem die von Biobetrieben tatsächlich angebauten Kulturen durch „konventionelle Kulturen“ folgendermaßen ersetzt werden:

- Körnermais statt Ackerbohne
- Silomais statt Klee gras
- Körnerraps statt Roggen
- Winterweizen statt Wintertriticale

Bei der Betrachtung der Stickstoffüberschüsse wurden die Biobetriebe ebenfalls berücksichtigt, da davon ausgegangen werden kann, dass diese Betriebe im Durchschnitt geringere Erträge erzielen und dadurch eine geringere Düngemenge anwenden. Die anteilmäßige Höhe der Reduktion wurde den Deckungsbeitragsberechnungen (www.awi.bmlfuw.gv.at) entnommen, wo der durchschnittliche Ertrag biologischer Betriebe mit dem Ertrag konventioneller Betriebe gegenübergestellt wurde. Für

die Vergleichsberechnung wurden die Durchschnittserträge der Jahre 2011 - 2015 miteinander verglichen. Die Erträge und folglich die Düngemenge biologischer Betriebe reduziert sich um folgenden Prozentanteil:

- Ackerbohne 10%
- Erbsen 10%
- Kartoffeln 30%
- Körnerraps 10%
- Kürbis 10%
- Mais 40%
- Silomais 40%
- Sojabohne 20%
- Sommergerste 40%
- Sonnenblume 20%
- Wein 10%
- Weizen 40%
- Wintergerste 40%
- Winterroggen 40%
- Wintertriticale 40%
- Zuckerrüben 30%

ÖPUL Maßnahme „Vorbeugender Gewässerschutz“

Diese Maßnahme wird/wurde nur in bestimmten Regionen Österreichs angeboten, wo sich wasserwirtschaftlich bedeutende Grundwasservorkommen befinden und sich gleichzeitig für eine intensive landwirtschaftliche Nutzung eignen. Es müssen in Abhängigkeit der ÖPUL Periode gesonderte Aufzeichnungen durchgeführt und Schulungen/Weiterbildungen absolviert werden, wodurch eine bessere Bewusstseinsbildung des Problems „Stickstoffeintrag ins Grundwasser“ erfolgt und daher ein sensiblerer Umgang mit der Düngemenge bei der Teilnahme an dieser Maßnahme vermutet wird.

In der Modellierung wird daher angenommen, dass teilnehmende Betriebe ihren Düngeaufwand nicht an den höchsten Erträgen bemessen, sondern am durchschnittlichen Ertrag der Jahre 2000 - 2013. Demnach wird in Abhängigkeit der Kultur eine geringere Düngemenge angenommen als bei nicht teilnehmenden Betrieben, was einen geringeren Stickstoffaustrag bewirkt.

ÖPUL Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“ und „Mulch- und Direktsaat“

Mit der Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“ wird in der Zeit zwischen zwei Hauptkulturen noch eine Zwischenfrucht angebaut, welche sowohl den Boden vor Erosion schützt als auch Nährstoffe vor dem Austrag ins Grundwasser abgehalten werden. Die Maßnahme „Mulch- und Direktsaat“ setzt die Teilnahme an der Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“ voraus und beinhaltet einen erosionsmindernden Anbau der nachfolgenden Hauptkultur.

Für die Berücksichtigung der Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“ wurden die Ergebnisse diverser Evaluierungsprojekte herangezogen (Wpa und BAW, 2003a und 2003b), wo der Austrag durch die Begrünungen um 20% verringert werden konnte. Dieser Wert wurde für die Modellierung des Stickstoffaustrags herangezogen.

Die Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“ beinhaltet unterschiedliche Varianten, welche sich durch den Begrünungszeitraum und die Begrünungs-Saatmischung unterscheiden, weshalb in Bezug auf den Bodenabtrag eine unterschiedliche Wirkung in Abhängigkeit der Variante anzusetzen ist. Folgende P-Faktoren wurden verwendet:

- Variante A: $P = 0,79$
- Variante A1: $P = 0,9$
- Variante B: $P = 0,5$
- Variante C und C1: $P = 0,5$
- Variante D und D1: $P = 0,5$

Bei der Berücksichtigung der Maßnahme „Mulch- und Direktsaat“ wird davon ausgegangen, dass durch den erosionsmindernden Anbau der Bodenabtrag um 50% verringert werden kann. Eine Auswirkung auf den Stickstoffaustrag wird nicht angenommen.

ÖPUL Maßnahme „Erosionsschutz Obst“ und „Erosionsschutz Wein“

Entsprechend den Untersuchungsergebnissen aus diversen Forschungs- und Evaluierungsprojekten (Huber, 2004; UBA und Wpa; 2005) wurden bei teilnehmenden Flächen folgende P-Faktoren in Abhängigkeit der Steilstufe verwendet:

- Erosionsschutz Obst, Steilstufe 1: $P = 0,09$
- Erosionsschutz Obst, Steilstufe 2: $P = 0,09$
- Erosionsschutz Wein, Steilstufe 1: $P = 0,68$
- Erosionsschutz Wein, Steilstufe 2: $P = 0,14$
- Erosionsschutz Wein, Steilstufe 3: $P = 0,14$
- Erosionsschutz Wein, Steilstufe 4: $P = 0,14$

ÖPUL Maßnahme „Untersaat bei Mais“

Entsprechend den Forschungsergebnissen aus Evaluierungsprojekten (Wpa und BAW, 2008) wurde bei teilnehmenden Flächen ein P-Faktor von 0,65 verwendet.

2.1.4 Verbesserungen im Inputdatenmodell

N-Konzentrationen

Zur Berechnung der N-Entzüge werden die N-Konzentrationen der einzelnen Ernteprodukte benötigt. Diese wurden gegenüber der Berechnung in vorhergehenden Projekten verbessert, woraus sich folgende Änderungen ergaben:

Winterweizen: Bisher wurde eine N-Konzentration im Erntegut von 2,0% bezogen auf Standardfeuchte in der Berechnung verwendet. Die Auswertung der Versuche der Landwirtschaftskammer OÖ und der Bodenwasserschutzberatung (OÖ Wasserschutzberatung, 2010; LK OÖ und BWSB 2014-2016) zeigte allerdings, dass der Durchschnitt in etwa bei 1,7% liegt. Die

Versuchsdaten aus dem Lysimeterprojekt (Wpa und BAW, 2017) wiesen ebenfalls Gehalte von 1,6 bis 1,8% auf, in Abhängigkeit des Standorts. Eine Anpassung der N-Konzentration in der Modellrechnung erscheint daher plausibel und notwendig. Da auch im Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland (Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2012) eine N-Konzentration von 1,8% angegeben wird, wurde der Wert von 2,0 auf 1,8% bezogen auf Standardfeuchte gesenkt.

Körnermais: In der Berechnung vorhergehender Projekte wurde eine N-Konzentration von 1,5% bezogen auf Standardfeuchte verwendet. Die Auswertung der N-Konzentrationen im Lysimeterprojekt (Wpa und BAW, 2017) zeigten, wie auch bereits beim Winterweizen, niedrigere Werte, nämlich zwischen 1,0 und 1,2%. Die Versuche der Landwirtschaftskammer OÖ und der Bodenwasserschutzberatung wiesen den N-Gehalt im Erntegut nicht aus, weshalb kein direkter Vergleich möglich ist. Da allerdings bereits beim Winterweizen eine gute Übereinstimmung der Daten aus dem Lysimeterprojekt mit den Daten der Versuche der LK OÖ zu finden war, ist davon auszugehen, dass die Beobachtungen im Lysimeterprojekt die N-Konzentrationen der Ernteprodukte in Oberösterreich gut widerspiegeln. Aus diesem Grund wurde für die Modellrechnung die N-Konzentration von 1,5 auf 1,3% gesenkt.

Ertragslagen

Entsprechend den Richtlinien für die Sachgerechte Düngung, 6. Auflage, sind in Abhängigkeit der landwirtschaftlichen Kultur Ertragslagen definiert. Diese reichen von „niedrig“, über „mittel“ bis „hoch“, wobei letztere weiter unterteilt werden kann in „hoch1“, „hoch2“ und „hoch3“. In der bisherigen Berechnung wurde lediglich die Stufe „hoch1“ verwendet, da in den Ertragsdaten der Bezirke von 2001-2006 keine durchschnittlich höheren Erträge vorhanden waren. In den nachfolgenden Jahren konnten jedoch wiederholt höhere Erträge erzielt werden, weshalb die Ertragslagen „hoch2“ und „hoch3“ im Modell ergänzt wurden.

Des Weiteren wurde bisher immer davon ausgegangen, dass in Fällen, wo die Ertragslage „hoch“ nicht erreicht wird, immer entsprechend der mittleren Ertragslage gedüngt wird. Da allerdings insbesondere durch die zusätzliche Betrachtung der ÖPUL Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ durchaus auch niedrige Erträge vorkommen, wurde auch eine Düngung entsprechend einer niedrigen Ertragslage im Modell vorgesehen.

C-Faktor

Der C-Faktor ist der Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor und gibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hanges beliebiger Bewirtschaftung zu dem unter Schwarzbrache an. Dieser Faktor wird kulturartenspezifisch angegeben und für die Bodenabtragsberechnung verwendet. Die Kulturart „Feldfutter“ wurde bisher wie Dauergrünland behandelt, weshalb für beide ein C-Faktor von 0,004 herangezogen wurde. Als Feldfutter wurden jedoch alle Ackerfutterkulturen zusammengefasst wie z.B. Klee gras und Luzerne, wo aufgrund der Ackernutzung ein häufigerer Umbruch erfolgt als beim Dauergrünland. Eine Gleichstellung beider Nutzungen erscheint daher nicht sinnvoll. Aus diesem Grund wurde entsprechend der Literaturangaben ein C-Faktor von 0,03 für Feldfutter verwendet (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, 2007 und 2017).

2.2 Emissionsmodellierung für Oberösterreich 2007-2013 (MONERIS)

2.2.1 Beschreibung des Modellansatzes und der Eingangsdaten

Das MONERIS-Modell ist ein empirisches Modell, das auf Basis von langjährigen Zeitreihen die Stickstoff- und Phosphoremissionen in Flusseinzugsgebieten von ca. 60 – 150 km² über 7 Eintragspfade in die Fließgewässer berechnet.

Dabei werden folgende Berechnungspfade berücksichtigt:

- Atmosphärische Deposition (Direkteintrag auf Wasseroberflächen)
- Abschwemmung von unbefestigten Flächen (Transport gelöster Komponenten)
- Erosion (Transport partikulärer Komponenten)
- Einträge aus Drainagen
- Einträge über das Grundwasser (inklusive Zwischenabfluss)
- Einträge aus urbanen Gebieten bzw. Siedlungsgebieten (Mischwasserentlastung, Emissionen über Regenkanäle und von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern)
- Einleitungen aus Punkteinleitungen (kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter)

Auf Basis von einundachtzig Einzugsgebieten werden die Emissionsmodellierungen für Oberösterreich durchgeführt. Dabei liegen insgesamt vierundsechzig Einzugsgebiete auf oberösterreichischem Territorium. Die siebzehn weiteren Einzugsgebiete sind insbesondere den oberliegenden Fließgewässersystemen von Salzach, Traun und Enns zugehörig und müssen als wesentliche Zubringer aus anderen Bundesländern mitbetrachtet werden. Eine detaillierte Modellierung der Eintragspfade und der Maßnahmenwirksamkeiten wird in diesen Einzugsgebieten nicht durchgeführt. Detaillierte Informationen zur Einzugsgebietsabgrenzung finden sich in Zessner et al., 2011.

Für jedes der betrachteten oberösterreichischen Einzugsgebiete mit Ausnahme des Inn- und des Donauschlauches werden die Gesamt-Stickstoff- (TN) und Gesamt-Phosphoremissionen (TP Emissionen) über die sieben Eintragspfade in die Gewässer berechnet. Für die Gesamtemissionen wird eine Retention bzw. Denitrifikation im Gewässer berücksichtigt, so dass die berechneten Immissionen (Summe der Emissionen abzüglich Retention bzw. Denitrifikation) mit den aus Messungen im Gewässer hergeleiteten Frachten zum Zweck des Modellabgleichs verglichen werden können. Gewässerfrachten werden für die Parameter Gesamtstickstoff, gelöster anorganischer Stickstoff ($DIN = NO_3-N + NO_2-N + NH_4-N$) und Gesamtphosphor (TP) berechnet.

Die Basis für die Berechnung der Emissionen in den Einzugsgebieten bildet die Wasserbilanz. Mit Hilfe empirischer Ansätze wird der Anteil des oberflächlichen Abflusses von unbefestigten Flächen, des Abflusses über Drainagen und des Abflusses von versiegelten, urbanen Flächen ermittelt. Hinzu kommt die Wassermenge, die über Punktquellen in einem Einzugsgebiet emittiert wird. Der Abfluss über das Grundwasser (inklusive Zwischenabfluss) ergibt sich aus der Differenz des Gesamtabflusses im Einzugsgebiet (= gemessener Abfluss bei vorhandenen Abflusspegeln am Einzugsgebietsauslass

oder über Top-kriging interpolierte Abflusswerte (Parajka et al., 2015)) und den rechnerisch ermittelten Abflüssen der übrigen Eintragspfade.

Die ermittelten Abflüsse für jeden Eintragspfad werden mit berechneten Stickstoff- (N) oder Phosphorkonzentrationen (P) (Drainagen, Abschwemmung, Grundwasser) bzw. mit dem N- und P-Gehalt transportierter Sedimentfrachten (Erosion) multipliziert und so die Fracht berechnet, die über den jeweiligen Eintragspfad in die Gewässer emittiert wird. Die Kurzdarstellung des Stoffeintrages über die einzelnen Pfade kann Abbildung 3 entnommen werden. Umfassend werden die Modellberechnungen in Venohr et al. (2009) erläutert.

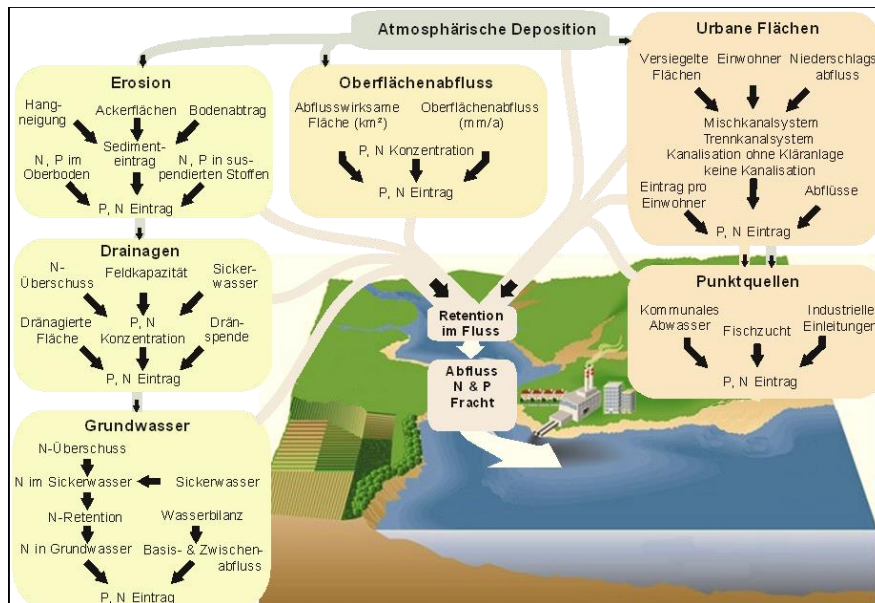


Abbildung 3: Eintragspfade und Prozesse bei der Betrachtung des Nährstoffeintrags in Gewässer (aus Venohr et al., 2009, modifiziert)

2.2.2 Von der Emission zur Bewertung der Zielerreichung

Um aus den von dem Modell errechneten Emissionen in die Fließgewässer für TN und TP Rückschlüsse auf die $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen ziehen zu können und somit die direkten Auswirkungen möglicher Emissionserhöhungen und -verminderungen auf die Fließgewässer Konzentrationen ableiten zu können, wurde eine Umlegung aus den Emissionsfrachten auf die jeweiligen Fraktionen der Nährstoffe durchgeführt (Zessner et al., 2011). Diese Umlegung wurde in das Modell MONERIS integriert, so dass eine automatisierte Ausgabe der resultierenden Konzentrationen mitgeliefert wird. Darüber hinaus werden die modellierten c-90 Perzentile berechnet, die einen Vergleich der Modellergebnisse mit den typspezifischen, als 90 Perzentile geregelten Richtwerten für $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ ermöglichen (Österreichische Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 99/2010)).

2.2.3 Pegelabgleich

Insgesamt sind für die Modellanwendung in Oberösterreich 64 Einzugsgebiete ausgewiesen. Ein Pegelabgleich für den neu aufgesetzten Modellierungszeitraum 2007 – 2013 konnte für $\text{PO}_4\text{-P}$ an 27

Einzugsgebietsauslässe (42% aller oberösterreichischen Einzugsgebiete) und für $\text{NO}_3\text{-N}$ an 34 Einzugsgebietsauslässe (53% aller oberösterreichischen Einzugsgebiete) realisiert werden. Eine erste Berechnung der Gewässerfrachten für Phosphor und Stickstoff wurde mit den Abflüssen aus eHYD durchgeführt. Aufgrund einer geringen (räumlich akzeptablen) Übereinstimmungen von eHYD Pegeln und vorhandenen Gütemessstellen (für nur 22 Einzugsgebietsauslässe) wurde die Nutzbarkeit von Top-kriging Abflussdaten getestet, die am Institut für Hydrologie der TU-Wien flächendeckend für Österreich berechnet werden. Ein Vergleich von eHYD Abflusswerten mit denen, die über Top-kriging generiert wurden, zeigen sehr gute Übereinstimmungen. Um die Datenverfügbarkeit zu verbessern wurde daher auf die Top-kriging Abflüsse zurückgegriffen. Mittels der Abflusswerte und Gütedatenmessungen des Amtlichen Immissionsmessnetzes (AIM) in Oberösterreich sowie des Bundes zur Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) konnten Frachten berechnet werden. Lagen für ein Einzugsgebiet sowohl Gütedaten aus dem AIM und der GZÜV vor, wurden die Daten des AIM verwendet. Aus den Gütemessungen wurden für $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ die 90 Perzentilwerte berechnet, da die gemäß Österreichische Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 99/2010) verordneten Richtwerte als 90 Perzentile vorgeschrieben sind. Die berechneten $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ Frachten und 90 Perzentil Konzentrationen konnten mit den modellierten Frachten und modellierten 90 Perzentil Konzentrationen abgeglichen werden, um die Plausibilität der Modellergebnisse zu validieren (Abbildung 4).

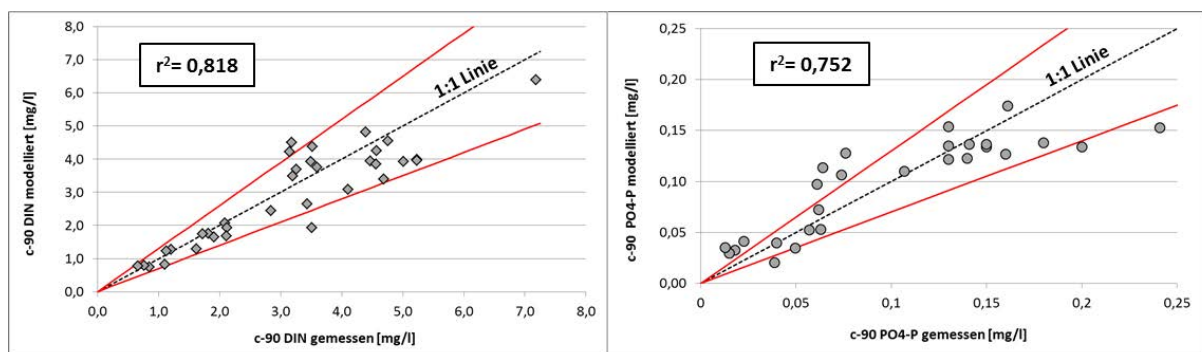


Abbildung 4: Modellanpassungen für DIN und $\text{PO}_4\text{-P}$ (als 90 Perzentil) an 27 ($\text{PO}_4\text{-P}$) bzw. 34 (DIN) Einzugsgebietsauslässe in Oberösterreich für den Modellierungszeitraum 2007 – 2013 sowie Bestimmtheitsmaß (r^2), 1:1 Linie (strichliert) und +/- 30% Linien

Vergleicht man das Bestimmtheitsmaß der vorliegenden Modellierungszeiträume 2001 – 2006 mit dem von 2007 – 2013 für die als 90 Perzentile berechneten Konzentrationen zeigt sich sowohl für DIN, als auch für $\text{PO}_4\text{-P}$ eine leichte Verbesserung bei der neuen Modellanwendung. Das bedeutet, dass die Einhaltung oder die Verfehlung der Richtwerte anhand der Modellergebnisse valider abgebildet werden. Die Sicherheit der Modellergebnisse konnte somit leicht erhöht werden.

2.2.4 Berechnung der Maßnahmenwirksamkeiten von ÖPUL 2007

Um eine Berechnung der Maßnahmenwirksamkeit von ÖPUL 2007 mit dem Emissionsmodell MONERIS durchzuführen, wird zunächst im Pre-processing der Bodenabtrag und die Stickstoffüberschüsse mithilfe des Inputdatenmodells für die betrachteten Maßnahmen für den Modellierungszeitraum berechnet (Kapitel 2.1.1 und 2.1.2). Diese gehen als Inputparameter in die MONERIS Berechnungen ein. Bei der Berechnung der Maßnahmenwirksamkeit für Stickstoff werden

zudem die langjährigen Stickstoffüberschüsse angepasst, neben den aktuellen Stickstoffüberschüssen (für Drainagen) der maßgebliche, veränderliche Eingangsdatensatz für die Berechnung der Stickstoff Emissionen aus dem Grundwasser. Um eine Quantifizierung der Maßnahmenwirksamkeit der ÖPUL Maßnahmen ausweisen zu können, werden folgende MONERIS Modellapplikationen aufgesetzt:

- MONERIS Oberösterreich 2007 – 2013, N+P (Ist-Zustand inklusive aller ÖPUL Maßnahmen)
- MONERIS Oberösterreich 2007 – 2013, N+P (ohne ÖPUL 2007 Maßnahmen)
- MONERIS Oberösterreich 2007 – 2013, N (mit ÖPUL 2007: „Begrünung von Ackerflächen“)
- MONERIS Oberösterreich 2007 – 2013, N (mit ÖPUL 2007: „Biologische Wirtschaftsweise“)
- MONERIS Oberösterreich 2007 – 2013, N (mit ÖPUL 2007: „Vorbeugender Gewässerschutz“)
- MONERIS Oberösterreich 2007 – 2013, P (mit ÖPUL 2007: „Begrünung von Ackerflächen + Mulch- und Direktsaat“)
- MONERIS Oberösterreich 2007 – 2013, P (mit ÖPUL 2007: „Biologische Wirtschaftsweise“)
- MONERIS Oberösterreich 2007 – 2013, P (mit ÖPUL 2007: „Erosionsschutz“)

Die Maßnahmenwirksamkeit der einzelnen ÖPUL 2007 Bestandteile und des in MONERIS bewertbaren ÖPUL 2007 Gesamtprogrammes wird durch Differenzbildung zu den Modellergebnissen „MONERIS Oberösterreich 2007 – 2013, N+P (ohne ÖPUL 2007 Maßnahmen) berechnet. Somit kann die durch die Maßnahmen bewirkte Minderung der Nährstoffemissionen ausgewiesen werden, die zu dem Ergebnis des Ist-Zustandes, in dem ja alle ÖPUL Maßnahmen enthalten sind, beiträgt. Des Weiteren kann der Beitrag der jeweiligen Einzelmaßnahme sowie der gesamten berechenbaren ÖPUL 2007 Maßnahmen auf die Nährstoffkonzentrationen und auf die Zielerreichung dargestellt werden.

Einen Überblick über die beschriebenen Arbeitsschritte gibt Abbildung 5.

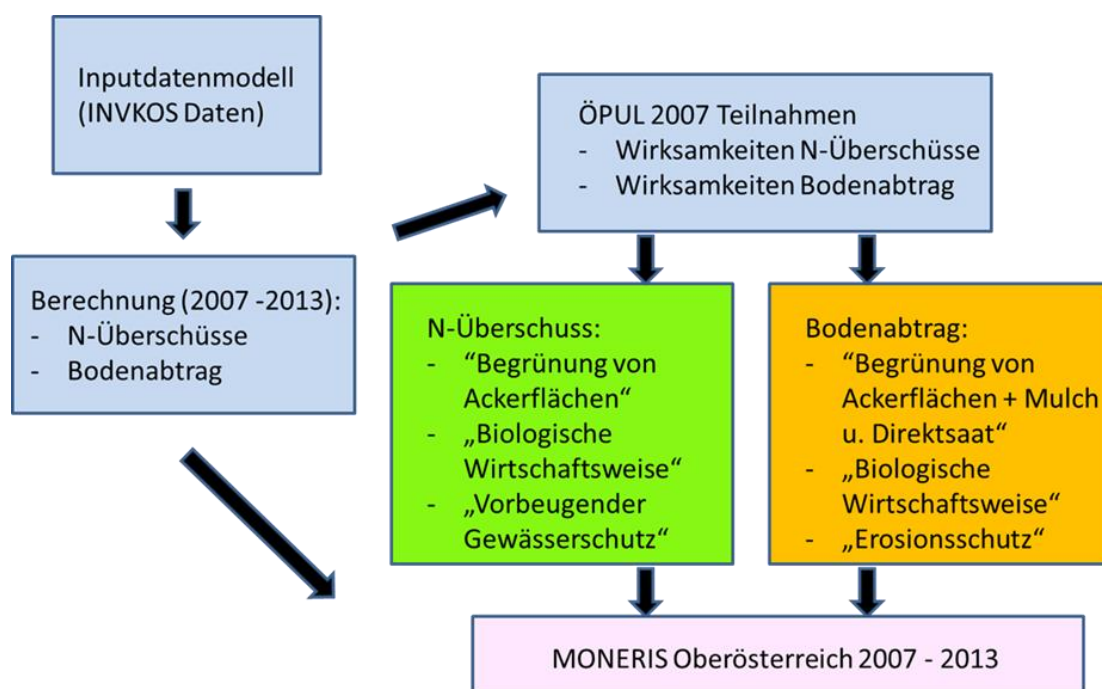


Abbildung 5: Prozess Schema zur Umsetzung der Quantifizierung der Maßnahmenwirksamkeit von ÖPUL 2007 in MONERIS Oberösterreich 2007 – 2013

2.2.5 Berechnung weitergehender Maßnahmen

Die Berechnung ausgesuchter, weitergehender Maßnahmen, die in Kapitel 2.1.2 und 2.1.1 aufgeführt und in Zessner et al., 2014 genau beschrieben worden sind, findet durch Nutzung der neu berechneten Bodenabträge und Stickstoffüberschüsse statt. Auch hier werden zusätzlich die langjährigen Stickstoffüberschüsse in den Einzugsgebieten angepasst. Über eine Neuberechnung mittels MONERIS werden die Wirksamkeiten der zusätzlichen Maßnahmen berechnet. Dabei werden drei verschiedene Teilnahmeszenarien berücksichtigt (Zessner et al., 2014 sowie Kapitel 2.1.1 und 2.1.2):

- Teilnahme 1: „realistische Teilnahme“ (Teilnahmen, die bereits unter normalen Förderbedingungen erzielt werden)
- Teilnahme 2: „ambitionierte Teilnahme“ (durch attraktive Förderung und Beratung zu erzielen)
- Teilnahme 3: „potentielle Teilnahme“ (maximal mögliche Teilnahme)

Aus Gründen einer erhöhten Übersichtlichkeit erfolgte aufgrund von Projektergebnissen aus Zessner et al., 2014 eine Vorauswahl jener Maßnahmen, deren Umsetzung auf der Ebene von Einzugsgebieten eine erhöhte Wirksamkeit ausweisen und die politisch realistisch erscheinen.

Für Stickstoff wurden folgende Maßnahmen berücksichtigt:

- N1 durchgehende Bodenbedeckung mit Nutzung: Für die Berechnung wurde angenommen, dass eine Grünlandnutzung an Stelle einer Ackernutzung erfolgt.
- N3m (maximale) Begrünung von Acker: Es wurden die derzeitigen Begrünungsvarianten des ÖPUL angenommen: A1, A, B, C, D. Die Varianten C1 und D1 wurden wie C und D behandelt.
- N7 Düngung nach Bodenvorrat: Es wurde angenommen, dass ausgewählte Ackerkulturen nach der Bestimmung des Vorrats an verfügbaren Stickstoff im Boden (N_{\min} Sollwertmethode) gedüngt werden.
- N12 späterer Düngzeitpunkt zu Mais: Es wird angenommen, dass durch später einsetzende Düngung Anfang Juni (statt häufig Anfang April) bei Maisanbau die N Auswaschung in das Grundwasser um 10kg/ha/a reduziert werden kann.
- N13 Erweiterung der Lagerkapazität: Es wird angenommen, dass durch eine Vergrößerung des Wirtschaftsdüngerlagerraumes bei Schweinehaltung auf eine Herbstdüngung zu Wintergetreide verzichtet werden kann. Durch die Reduktion des N Überschusses kann ebenfalls die Auswaschung in das Grundwasser reduziert werden
- N14 Abluftreinigung der Stallluft: Durch Reinigung und Absaugung in Ställen mit Zwangslüftung (bei Schweinen und Geflügel) werden ca. 80% der gasförmigen N Verluste aus der Stallhaltung zurückgehalten.

Für Phosphor kam es zur Auswahl folgender Maßnahmen:

- P1a durchgehende Bodenbedeckung: Für die Berechnung wurde angenommen, dass eine Grünlandnutzung an Stelle einer Ackernutzung erfolgt.
- P1b durchgehende Bodenbedeckung auf steilen Hängen: Für die Berechnung wurde angenommen, dass in Hanglagen über 8% Steigung eine Grünlandnutzung an Stelle einer Ackernutzung erfolgt.

- P3/4m (maximale) Begrünung von Acker inkl. Mulch und Direktsaat: Es wurden die derzeitigen Begrünungsvarianten des ÖPUL angenommen: A1, A, B, C, D. Die Varianten C1 und D1 wurden wie C und D behandelt. Außerdem kann nach einer Begrünung entsprechend den Varianten B, C oder D die darauffolgende Hauptkultur mit Mulch- oder Direktsaatverfahren angebaut werden.
- P5 Fruchtfolgeaufgabe auf steilen Hängen: Sowohl auf Körnermais als auch auf Silomaisflächen, welche eine Hangneigung von >8% aufweisen, wird statt dessen Winterweizen bzw. Klee gras angebaut.

2.3 Vorgangsweise bei der Eintrags- und Transportmodellierung in Testeinzugsgebieten mittels PhosFate

Die Ergebnisse einer im Einzugsgebiet der Pram durchgeführten Kartierung (Zessner et al., 2016) haben gezeigt, dass in den kartierten Teileinzugsgebieten ca. die Hälfte aller Feldstücke eine Beeinflussung des natürlichen Abflussgeschehens infolge kulturtechnischer Maßnahmen (Straßendämme mit/ohne unterirdische Ableitung bzw. Rohrdurchlass, Gullys, Verrohrungen etc.) aufweist. Annähernd die Hälfte all dieser Beeinflussungen konnte auf Straßendämme mit einer unterirdischen Ableitung zurückgeführt werden. Aus diesem Grund wurde in PhosFate die Möglichkeit geschaffen, diesen Eintragspfad explizit zu berücksichtigen, womit eine deutliche Verbesserung bei der Ausweisung von Risikoflächen angestrebt wird.

Auf Basis der Ergebnisse dieser Modellerweiterung wurden in weiterer Folge Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag in Fließgewässer feldstücksscharf ausgewiesen. Diese Ausweisung erfolgte unter Berücksichtigung mehrerer Szenarien, die mit Hilfe der Fuzzylogik (unscharfe Logik) kombiniert wurden.

2.3.1 Berücksichtigung von Straßendämmen mit unterirdischer Ableitung

Zur Berücksichtigung von Straßendämmen, die das Abflussgeschehen unterbrechen und eine unterirdische Ableitung aufweisen können, wurde in PhosFate angenommen, dass der Abfluss aus allen Rasterzellen, die in Richtung einer Straße entwässern, am Straßendamm gesammelt und über eine unterirdische Ableitung dem nächstgelegenen Gewässer zugeführt wird. Dies stellt natürlich eine Vereinfachung der Wirklichkeit dar, da zum einen nicht alle Abschnitte von Straßendämmen eine unterirdische Ableitung aufweisen (laut Kartierungsergebnis ca. 80% der durch sie beeinflussten Feldstücke) und zum anderen die tatsächliche Lage der Einläufe nicht bekannt ist. In Ermangelung diesbezüglicher Datensätze ist dies jedoch eine praktikable Lösung, die in Hinblick auf die gewünschte Ausweisung von Risikoflächen als sinnvolle Annäherung an die Realität gesehen werden kann.

Nachdem unterirdische Ableitungen häufig in Kombination mit Straßengräben auftreten, kann auf der Fließstrecke zwischen den Austrittspunkten aus den Feldern und den Einläufen der unterirdischen Ableitungen noch Retention (Rückhalt von partikulär gebundenem Phosphor (PP)) stattfinden. Aus diesem Grund wurde in PhosFate ein Transferkoeffizient eingeführt, der diese Retention pauschal berücksichtigt. Dieser Koeffizient stellt zudem einen Kalibrierungsparameter des

Modells dar. Seine Kalibrierung kann anhand Daten über das bei Grabenräumungen entnommene Räumgut erfolgen.

Vom Amt der Oö. Landesregierung (2016) wurde ein diesbezüglicher Datensatz mit Grabenräumungen auf einer Straßenlänge von rund 80 km im Einzugsgebiet der Pram im Jahr 2015 zur Verfügung gestellt. Da diese Daten nicht routinemäßig erfasst werden und speziell für diesen Zweck rekonstruiert werden mussten, war es nicht möglich, einen umfangreicheren Datensatz für die Modellkalibrierung einzusetzen.

Um der aufgrund dieser schwachen Datenbasis vorhandenen Unsicherheit Rechnung zu tragen, wurden nicht nur Modellläufe für den wahrscheinlichsten Transferkoeffizienten (Weiterleitungsgrad von Phosphor), der sich mit 0,6 aus der Kalibrierung ergab, sondern auch für zwei weitere Varianten (0,4 und 0,8) durchgeführt. Des Weiteren wurden für die Modellierung zwei Szenarien angenommen, die die Unsicherheit über das Vorhandensein von unterirdischen Ableitungen an Straßendämmen berücksichtigen sollen. Zum einen wurde für alle asphaltierten Straßen (in weiterer Folge als alle Straßen bezeichnet) und zum anderen nur für Hauptstraßen angenommen, dass der Abfluss aus oberhalb gelegenen Rasterzellen gesammelt und unterirdisch abgeleitet wird. Insgesamt wurden pro Einzugsgebiet also sechs Szenarien (die drei zum Transferkoeffizienten des Phosphors in Straßengräben kombiniert den zweien zur Sammlung und Ableitung des Abflusses an Straßen) modelliert.

2.3.2 Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag

Nachdem die Machbarkeit einer Ausweisung von Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag auf Feldstückebene von Zessner et al. (2016) positiv evaluiert wurde, wurde eine solche im Folgenden realisiert. Dafür wurde das Konzept der Fuzzylogik eingesetzt. Dieses Konzept besagt vereinfacht, dass eine logische Aussage nicht nur binär (0/1 bzw. ist nicht/ist) erfolgen muss, sondern in kontinuierlichen Abstufungen dazwischen erfolgen kann. Dadurch ergibt sich die Möglichkeit zwischen „ist gar nicht“ (0) bis „ist vollkommen“ (1) jede erdenkliche Abstufung dazwischen zu treffen. So bedeutet beispielsweise die Ausweisung eines Feldstücks mit einem Wert von 0,8, dass es sich dabei „mit größerer Möglichkeit“ um eine Risikofläche handelt als ein Feldstück mit einem Wert von 0,7.

Einen zentralen Stellenwert nimmt in diesem Zusammenhang der Wert von 0,5 ein. Um von den Modellergebnissen, d.h. der Fracht, die jede Rasterzelle eines Einzugsgebiets zur Gewässerfracht beiträgt, auf eine fuzzylogische Aussage für jedes Feldstück zu kommen, waren pro Einzugsgebiet drei Schritte erforderlich:

1. Berechnung der mittleren Zellenfracht pro Feldstück und Szenario. Als Zellenfracht wird hierbei jene Fracht bezeichnet, die von der jeweiligen Zelle emittiert und letztlich bis in ein Gewässer transportiert wird.
2. Übertragung dieser mittleren Zellenfrachten auf einen Wert zwischen null und eins mit Hilfe einer Zugehörigkeitsfunktion: Diese Funktion wurden dabei jeweils so ausgestaltet, dass die Feldstücke eines Szenarios, die die höchsten mittleren Zellenfrachten aufwiesen und sich für 80% der landwirtschaftlichen, erosiven Phosphoreinträge in einem Einzugsgebiet

verantwortlich zeichneten, einen Wert von 0,5 und höher zugewiesen bekamen und alle anderen Feldstücke einen Wert von 0,5 und geringer.

3. Mittelung über die fuzzylogischen Aussagen aller Szenarien eines Einzugsgebiets, wodurch sich pro Feldstück eine einzige Aussage ergab. Diese Aussage integriert über alle modellierten Szenarien und ist somit auch ein Ausdruck der Unschärfe, die durch die unterschiedlichen Szenarien entsteht.

Zusammengefasst bedeutet dies, dass Feldstücke mit einem Wert von 0,5 und höher für insgesamt 80% der landwirtschaftlichen, erosiven Phosphoreinträge verantwortlich sind und ein Feldstück mit einem Wert von 0,9 eine höhere mögliche, mittlere Zellenfracht aufweist als ein Feldstück mit einem Wert von 0,8. Aufgrund der Form der Zugehörigkeitsfunktion kann allerdings nicht gesagt werden, dass die mittlere Zellenfracht eines Feldstücks mit einem Wert von 0,8 doppelt so hoch ist wie die eines Feldstücks mit einem Wert von 0,4. Zu beachten ist außerdem, dass eine Maßnahmenumsetzung auf all diesen Feldstücken nicht gleichbedeutend mit einer Reduktion der Fracht um 80% ist, da Maßnahmen die vorhandene Fracht ja nur reduzieren können und in aller Regel eine Restfracht verbleibt. Die Höhe dieser Restfracht hängt von den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten, der Art der Maßnahme und der Qualität ihrer Umsetzung ab.

Anstatt von einer mittleren Zellenfracht pro Feldstück und Szenario auszugehen, bestünde auch die Möglichkeit eine Zugehörigkeitsfunktion auf die Summe der Zellenfrachten aller Feldstücke eines Szenarios anzuwenden. In diesem Fall gäbe ein Wert von 0,5 und höher bei entsprechender Ausgestaltung der Funktion all jene Feldstücke wieder, die die höchsten Feldstückfrachten aufwiesen und sich für 80% der landwirtschaftlichen, erosiven Phosphoreinträge in einem Einzugsgebiet verantwortlich zeichneten. Praktisch betrachtet, würden dadurch weniger, dafür allerdings im Mittel größere Feldstücke ausgewiesen. Der Trade-off bestünde also im Eintausch der Möglichkeit einer effizienteren Maßnahmenumsetzung gegen insgesamt weniger Feldstücke bzw. Ansprechpartner, die für eine Maßnahmenumsetzung gewonnen werden müssten, wobei wir uns im vorliegenden Fall bei der Darstellung im Ergebnisteil für die Möglichkeit einer effizienteren Maßnahmenumsetzung entschieden haben. Die Ergebnisse der Auswertung der Summe der Zellenfrachten aller Feldstücke liegen an sich aber ebenfalls vor.

Beim Kriterium „80% der landwirtschaftlichen, erosiven Phosphoreinträge“ kann prinzipiell ein beliebiger Prozentsatz eingesetzt werden und wäre neben diesem Kriterium genauso das Kriterium „20% der landwirtschaftlichen Fläche“ möglich (der Prozentsatz könnte abermals beliebig variiert werden). Nachdem die beiden Kriterien in den untersuchten Testeinzugsgebieten (Pram, Gusen und Krems) jedoch annähernd austauschbar sind, d.h. jeweils ca. 20% der landwirtschaftlichen Fläche ist für 80% der landwirtschaftlichen, erosiven Phosphoreinträge verantwortlich, und ein Verhältnis von 4:1 einen guten Kompromiss darzustellen scheint, haben wir uns für das Kriterium „80% der landwirtschaftlichen, erosiven Phosphoreinträge“ entschieden.

3 Beschreibung und Visualisierung des Ist-Zustandes (2007 – 2013)

3.1 Ergebnisse Inputdatenmodell

3.1.1 Stickstoffüberschüsse

Die Höhe des gesamten Stickstoffüberschusses befindet sich in den Einzugsgebieten Oberösterreichs durchschnittlich zwischen 20 und 93 kg N/ha LN. Da das Ergebnis der Modellberechnung stark abhängig ist vom tatsächlich erreichten Ertrag, ist eine Veränderung des Überschusses über die Jahre zu beobachten. Das Jahr 2008 (Abbildung 6) war ein sehr ertragreiches Jahr, weshalb der Überschuss bei maximal 77 kg N/ha LN liegt (EZG 5020). Das Jahr 2013 war aufgrund von Dürre, Hochwasser und enormen Hagelschäden ein ertragsschwaches Jahr, was sich in der Darstellung der Stickstoffüberschüsse bemerkbar macht (Abbildung 7). Besonders hohe Werte sind in den EZG 710, 1320, 1620 und 5020 zu finden. Der Höchstwert liegt bei 93 kg N/ha LN im EZG 5020. In Summe waren inklusive der zusätzlichen Einträge über den Wirtschaftsdünger (gasförmige Redeposition und Differenz feldfallender und jahreswirksamer Stickstoff) im Jahr 2008 34.524 t N überschüssig, im Jahr 2013 sogar 39.880 t N.

Zusätzlich zu der Variabilität der Erträge in den einzelnen Jahren spielt auch die Änderung der Kulturartenverteilung über die Jahre eine wenn auch untergeordnete Rolle, was zu einem tendenziellen Steigen der Überschüsse führen kann. Wie bereits im Kapitel zum Bodenabtrag dargestellt verändern sich anteilmäßig die Kulturarten. So nimmt der Grünlandanteil mit generell geringeren N-Überschüssen ab, während höher gedüngte und daher zu höheren N-Überschüssen neigende Kulturen wie Mais und in manchen Regionen auch Winterweizen zu. Der Einfluss des Ertrages überlagert jedoch die bisherigen Ergebnisse, weshalb die steigende Tendenz erst bei längeren Beobachtungszeiträumen zum Tragen kommen wird.

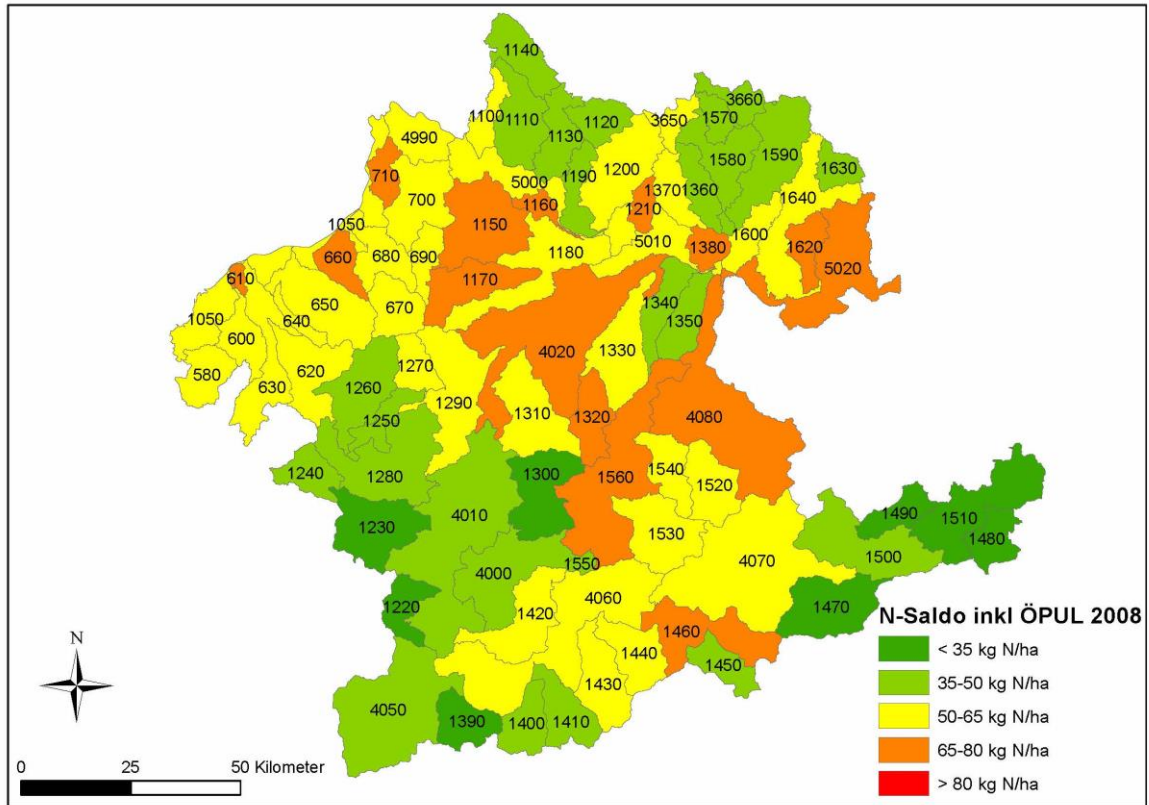


Abbildung 6: Stickstoffüberschuss pro ha LN 2008 inklusive aller gesetzten Maßnahmen im ÖPUL 2007

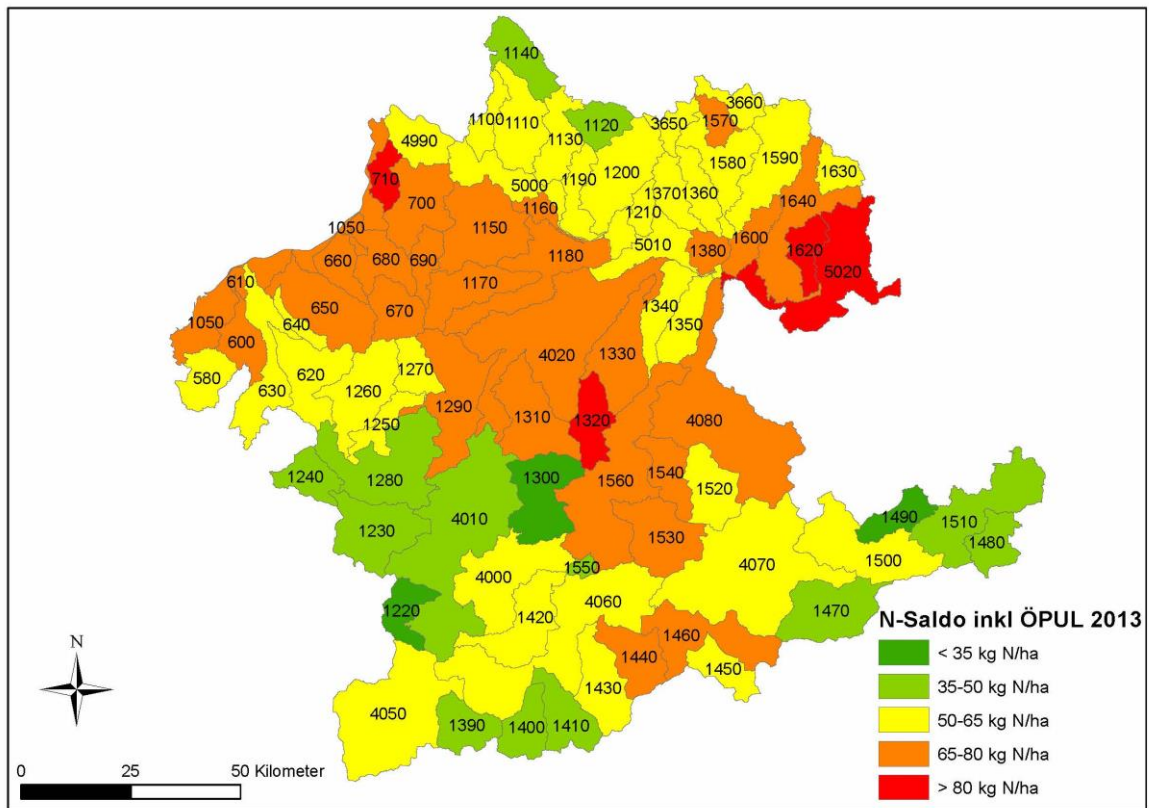


Abbildung 7: Stickstoffüberschuss pro ha LN 2013 inklusive aller gesetzten Maßnahmen im ÖPUL 2007

Regional sind besonders die intensiven Ackerbauregionen von den hohen N-Salden betroffen, wie zum Beispiel die Traun-Enns-Platte, das nördliche Innviertel und im Machland. Außerdem weisen Gebiete mit hohem Viehbesatz erhöhte Überschüsse aus, da in die Überschussberechnung auch ein Teil der gasförmigen Verluste (Ausbring-, Stall- und Lagerverluste) als Nährstoffeintrag miteingeht. Dies betrifft z.B. das südliche Traunviertel, insbesondere EZG 1460 (Palten).

3.1.2 Mineraldüngerabsatz

Entsprechend der Modellergebnisse wurden in den Einzugsgebieten Oberösterreichs im Jahr 2013 in Summe ca. 61.500 t N gedüngt, davon wurden ca. 25.000 t N durch eigenen Wirtschaftsdünger zur Verfügung gestellt und ca. 36.500 t N von den Landwirten zugekauft. Zuletzt genannter Stickstoff wird Großteils als Mineraldünger zugekauft, zu geringen Teilen wird dieser auch als Fermentationsrückstand, Kompost, Klärschlamm oder aus Produktionsresten der Zucker- und Stärkeindustrie bezogen.

Entsprechend der Mineraldüngerabsatzzahlen der Agrarmarkt Austria (BMLFUW, 2014 und 2015) für das Jahr 2013 wurden in der Saison 2012/13 26.482 t N und 2013/14 29.020 t N in Oberösterreich verkauft. Die Differenz von durchschnittlich knapp 9.000 t im Jahr 2013 kann mehrere Gründe haben. So geht das betrachtete Gebiet über die Grenzen Oberösterreichs hinaus (besonders im Süden), in diesen Zahlen werden die alternativen Düngemittel wie z.B. Kompost und Fermentationsrückstand nicht berücksichtigt und in den Mineraldüngerabsatzzahlen sind nur jene Mengen enthalten, die von den österreichischen Unternehmen gemeldet werden, sobald diese mehr als 500 t/Jahr verkaufen. Kleinere Mengen werden daher nicht erfasst. Des Weiteren scheinen Düngemittel, welche von Landwirten direkt im Ausland gekauft werden in den Absatzzahlen nicht auf.

3.1.3 Bodenabtrag

Der durchschnittliche Bodenabtrag in den Einzugsgebieten Oberösterreichs befindet sich in den betrachteten Jahren im Bereich von 0,2 bis 11,1 t/ha LN. Die Höhe des Bodenabtrags hängt wesentlich von der Landnutzung ab. So ist der Bodenabtrag in den Regionen mit hohem Grünlandanteil weitaus geringer, wie auch in Abbildung 8 für das Jahr 2013 beispielhaft dargestellt. Deshalb sind das Mühlviertel, Großteiles das Traunviertel und die südwestlichen Teile des Hausruck- und Innviertels aufgrund des geringeren Ackerbauanteils weniger stark von Erosion betroffen.

Durch den Vergleich der Ergebnisse über die Jahre ist jedoch nicht nur ein regionaler Unterschied zu erkennen, auch die Veränderung der Kulturarten leistet einen beachtlichen Beitrag zum Bodenabtrag. Ein Vergleich des modellierten Bodenabtrags von 2013 mit den Modellwerten von 2002 verdeutlicht dies (siehe Abbildung 9).

So sind 2002 keine durchschnittlichen Erosionen von über 10 t/ha LN in den Einzugsgebieten vorhanden (1320, 650, 710). Auch im Bereich der Traun-Enns Platte und im nordöstlichen Hausruck- und Innviertel wurden im Jahr 2002 merklich geringere Erosionen modelliert. Im Durchschnitt erhöhte sich der Bodenabtrag von 2002 bis 2013 um 18%. Ein Vergleich des absoluten Bodenabtrags im Projektgebiet von 2,3 Mio. t im Jahr 2002 und 2,7 Mio. t im Jahr 2013 verdeutlicht die Situation.

Verantwortlich für diesen starken Anstieg sind insbesondere die Umwandlung von Acker in Grünland einerseits, und die Tendenz zum verstärkten Anbau von erosionsanfälligeren Sommerkulturen wie Mais und Sojabohne. So wurden im gesamten Gebiet der oberösterreichischen Einzugsgebiete im Jahr 2002 48.400 ha Mais und Sojabohne angebaut, im Jahr 2013 waren es bereits 66.100 ha.

Die Zunahme dieser Kulturen fand insbesondere in den typischen Ackerbauregionen statt, jedoch auch in Grünlandregionen ist eine leichte Zunahme festzustellen. Die Grünlandfläche verringerte sich in Oberösterreich in Summe von 348.700 ha auf 312.500 ha (jeweils ohne Almfutterflächen). Der Anteil der Ackerflächen an der gesamten LN nahm im selben Zeitraum von 46% auf 50% zu.

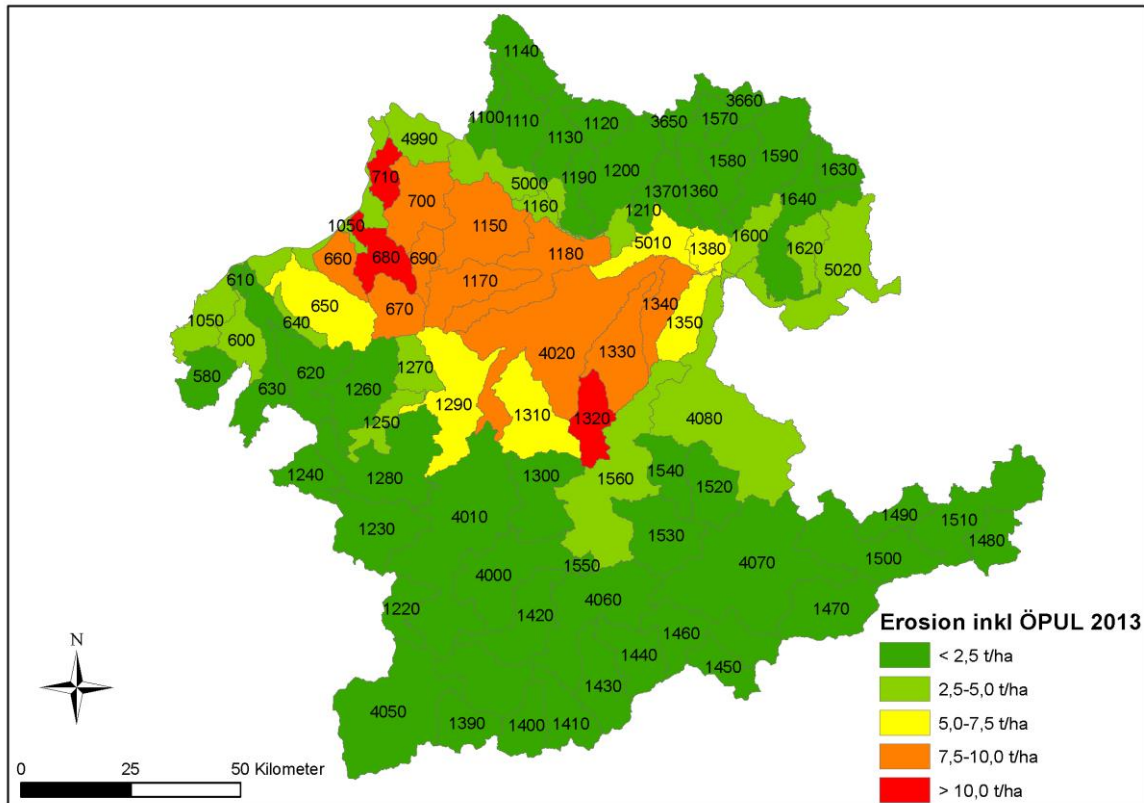


Abbildung 8: Bodenabtrag pro ha LN im Jahr 2013 inklusive aller gesetzten Maßnahmen im ÖPUL 2007

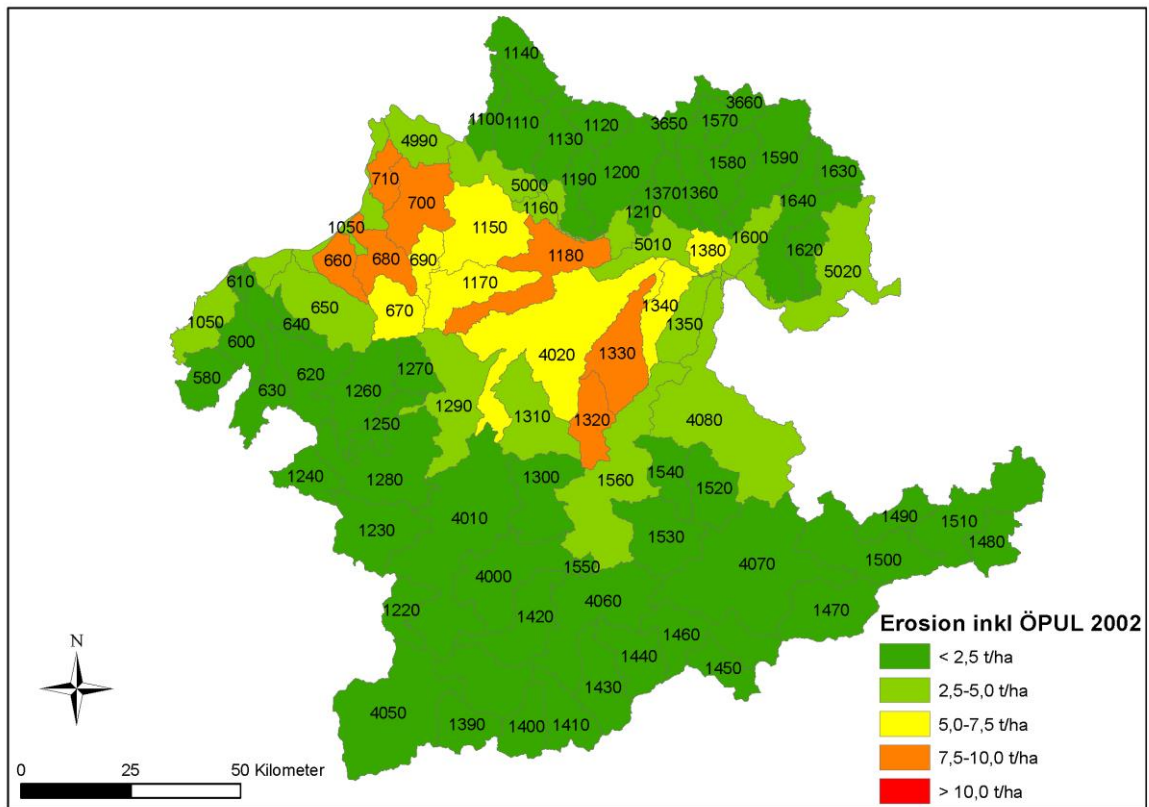


Abbildung 9: Bodenabtrag pro ha LN im Jahr 2002 inklusive aller gesetzten Maßnahmen im ÖPUL 2000

3.2 Gewässerbelastung

Die Gewässerbelastung mit Nitrat und Phosphor und ihre jüngere Entwicklung in den oberösterreichischen Fließgewässern lässt sich überschlägig durch einen Vergleich der Konzentrationen in den bisherigen Modellzeiträumen 2001 – 2006 und 2007 – 2013 darstellen. Dazu wurden Konzentrationsmessungen aus dem Amtlichen Immissionsmessnetz (AIM) der oberösterreichischen Landesregierung und der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung GZÜV des Bundes verwendet. Aus einem Vergleich der mittleren Konzentrationen in den Betrachtungszeiträumen ist nur sehr bedingt ein direkter Rückschluss auf Verbesserungen oder Verschlechterungen der Gewässergütesituation aufgrund der Wirksamkeit von Maßnahmen aus der Wasserwirtschaft oder der Landwirtschaft möglich. Dies liegt insbesondere daran, dass die in der Routine Beprobung erhobenen Stichproben stark durch die vorherrschenden Abflussbedingungen beeinflusst werden können. Die Zufälligkeit des Probenahmezeitpunktes und die bei den Probenahmen vorliegenden Abflussbedingungen bestimmen die Repräsentativität der Ergebnisse. Diese ist schon daher meist nicht gegeben, da in aller Regel Hochwasserereignisse nicht bei den Probenahmen berücksichtigt werden, oder zumindest unterrepräsentiert sind.

Aus diesem Grund wird der Vergleich der Ergebnisse der Jahre 2001 – 2006 und 2007 – 2013 abschließend mit den Ergebnissen der Trendberechnungen aus dem Projekt „Erstellung und Evaluierung eines Prognosetools zur Quantifizierung von Maßnahmenwirksamkeiten im Bereich der Nährstoffeinträge in oberösterreichische Oberflächengewässer“ (Zessner et al., 2016) abgeglichen. Hier konnte die Konzentrationsentwicklung von $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ durch Erstellung abfluss- und

prozessbereinigter Fracht- und Konzentrationserhebungen auf die tatsächliche Maßnahmenwirksamkeit zurückgeführt werden.

Ein Vergleich der Ergebnisse der Jahre 2001 – 2006 und 2007 – 2013 halten die Autoren dieser Studie aber dennoch für sinnvoll, da genau aus dieser, in den Monitoring Programmen erhobenen Datengrundlage, letztlich Bewertungen über die Zielerreichung und die Maßnahmenwirksamkeit abgeleitet werden.

So zeigt Abbildung 10 einen Vergleich der als 90 Perzentile geregelten $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen von 2001 – 2006 und 2007 – 2013. Die hellen Balken zeigen die 90 Perzentile der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen für den Zeitraum 2001 – 2006 an, die dunklen Balken die 90 Perzentile für den Zeitraum 2007 – 2013. Die kurzen Querstriche stellen die Höhe des vorgegebenen Richtwertes für $\text{NO}_3\text{-N}$ dar (Bezug Y-Achse), die Farbe der Balken die Konzentrationsentwicklung in den verschiedenen Betrachtungszeiträumen (grün=verringert; schwarz=unverändert/kein Vergleich möglich; rot=erhöht).

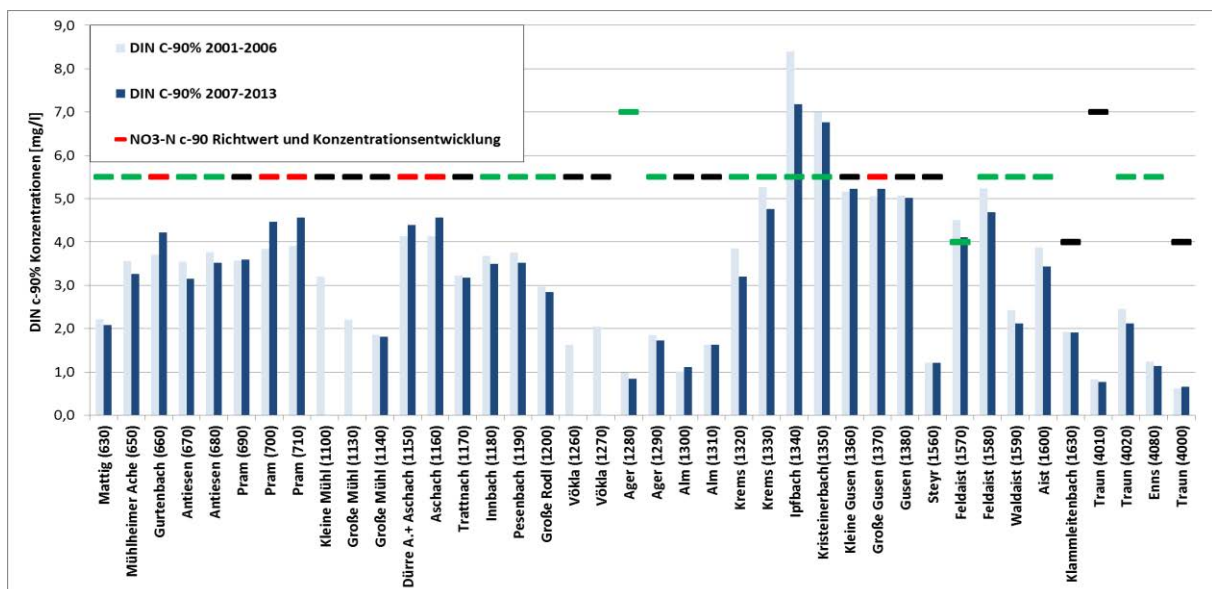


Abbildung 10: Gemessene Konzentrationen berechnet als $\text{NO}_3\text{-N}$ 90 Perzentile für den Untersuchungszeitraum 2001 – 2006 und den aktuellen Zeitraum von 2007 – 2013. Die kurzen Querstriche stellen die Richtwerte für $\text{NO}_3\text{-N}$ dar, deren Farbe zeigt die Konzentrationsentwicklung zwischen den Betrachtungszeiträumen (grün=verringert; schwarz=unverändert/kein Vergleich möglich; rot=erhöht)

An insgesamt 40 Messstellen liegen Konzentrationsmessungen vor. An vier Messstellen gibt es nur Daten für den Zeitraum 2001 – 2006. An 36 Messstellen liegen Konzentrationsmessungen im gesamten Beobachtungszeitraum vor, so dass ein direkter Vergleich der gemessenen Konzentrationsentwicklung möglich wird. An 19 von 36 Messstellen (53 %) zeigt sich eine abnehmende Konzentration, an 11 Messstellen (31 %) keine Veränderung der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration und nur an sechs Messstellen (15 %) eine Verschlechterung. Dabei führen die Verschlechterungen zu keiner weiteren Überschreitung der Richtwerte, fallen aber an der Pram (ID 700 und 710) und Dürren Aschach sowie Aschach (ID 1150 und 1160) recht deutlich aus.

An der Kleinen Gusen (ID 1360) und Großen Gusen (1370) sind die Erhöhungen der 90 Perzentil Konzentrationen zwar gering, dennoch soll an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, da hier die Richtwerte nur noch geringfügig unterschritten werden. Deutliche Verringerungen der gemessenen

NO₃-N 90 Perzentil Konzentrationen finden sich in den beiden Gebieten mit aktueller gemessener Richtwertüberschreitung (Ipfbach, ID 1340 und Feldaist, ID 1570). Diese fallen für den Kristeinerbach, dem dritten Gebiet mit gemessener Richtwertüberschreitung (ID 1350), geringer aus. Ein deutlicher Rückgang der Konzentrationen trifft auch für zwei Fließgewässer zu, die noch 2001 – 2006 nahe am Richtwert lagen, nämlich der Krems (ID 1330) und der Feldaist im Unterlauf (ID 1580).

Vergleicht man die aus dem Standard Monitoring berechneten Konzentrationen mit den in Zessner et al., 2016 erstellten Trendanalysen der NO₃-N Konzentrationen von 2001 – 2013 so lassen sich folgende Ergebnisse ableiten:

- die ausgewiesenen, signifikant positiven Trends der Trendanalyse (Ipfbach, Krems, Feldaist) spiegeln sich in den 6 jährigen Reihen wider
- dagegen sind die in diesen Reihen berechneten Anstiege der Messwerte (z.B. in Pram und Aschach) in den Trendanalysen nicht abgebildet.

Es ist daher zu vermuten, dass die Anstiege nicht auf eine Verschlechterung der Wassergütesituation zurückzuführen ist, sondern dass es sich hierbei um die oben beschriebenen Einflüsse durch Probenahmezeitpunkt und Abflusssituation handelt, die einen Anstieg der Konzentrationen suggeriert.

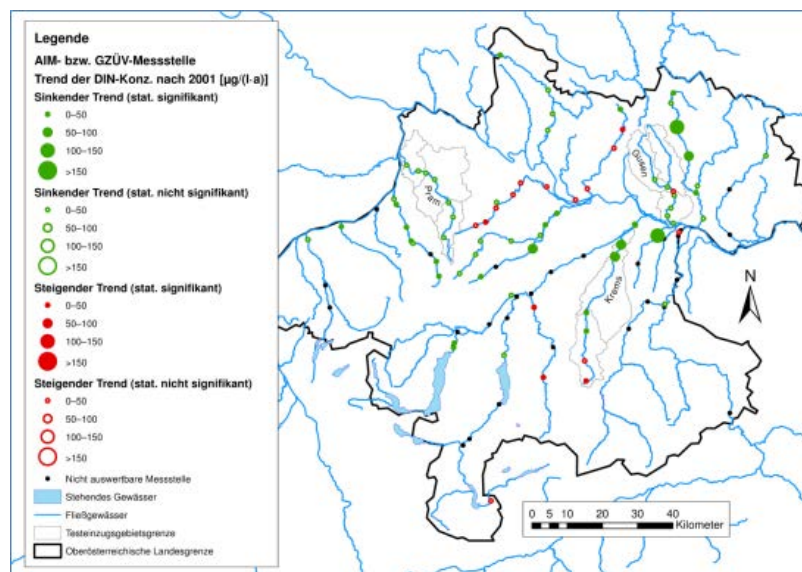


Abbildung 11: Trenddarstellung der DIN Konzentrationen in oberösterreichischen Fließgewässern von 2001 – 2013 in [$\mu\text{g}/(\text{l}\cdot\text{a})$], (aus Zessner et al., 2016)

Für PO₄-P zeigt sich in Oberösterreich aufgrund der hohen Anzahl an Zielüberschreitungen ein kritischeres Bild. Hier liegen insgesamt für 40 Messstellen Werte vor. Für fünf Messstellen sind lediglich für den Zeitraum 2001 – 2006 Messwerte in ausreichender Dichte vorhanden. Eine Beschreibung der Konzentrationsentwicklung ist unter den oben gemachten Einschränkungen somit für 35 Messstellen möglich. Von den 35 vergleichbaren Messstellen zeigen sowohl im Zeitraum 2001 – 2006 als auch im Zeitraum 2007 – 2013 zwanzig Fließgewässer eine Zielwertverfehlung.

Während die Mattig (ID 630) im Zeitraum 2007 – 2013 unter den Richtwert fällt, kommt es im Pesenbach (ID 1190) zusätzlich zu einer Richtwertverfehlung.

Von den 35 vergleichbaren Messstellen erhöht sich die Konzentration an sechs Gewässern deutlich (14 %): dem Gurtenbach (ID 660), der Pram (ID 700), der Trattnach (ID 1170) der Krems (ID 1330) dem Ipfbach (1340) und dem Krusteinerbach. Dabei liegen insbesondere der Ipfbach und der Krusteinerbach nur wenig über dem Richtwert. An 46 % der Messstellen können teils deutlich geringere $PO_4\text{-P}$ Konzentrationen für 2007 – 2013 ausgewiesen werden. An Mülheimer Ache (ID 650), Große Rodl (1200), Feldaist im Unterlauf (ID 1580) und Aist (ID 1600) kann bei fortlaufender Entwicklung eine Unterschreitung der Zielwerte möglich werden. Dies scheint auch für die Gebiete mit eigentlich deutlicher Überschreitung, wie Kleine Gusen (ID 1360) und Große Gusen (ID 1370) der Fall zu sein. In anderen Einzugsgebieten mit hoher Zielwertverfehlung, wie dem der Pram (ID 690), dem Innbach (ID 1180) und der Gusen (ID 1380) zeigen sich ebenfalls deutliche Verringerungen der gemessenen Konzentrationen, wobei hier die Zielwerte weiterhin um ein Vielfaches überschritten werden.

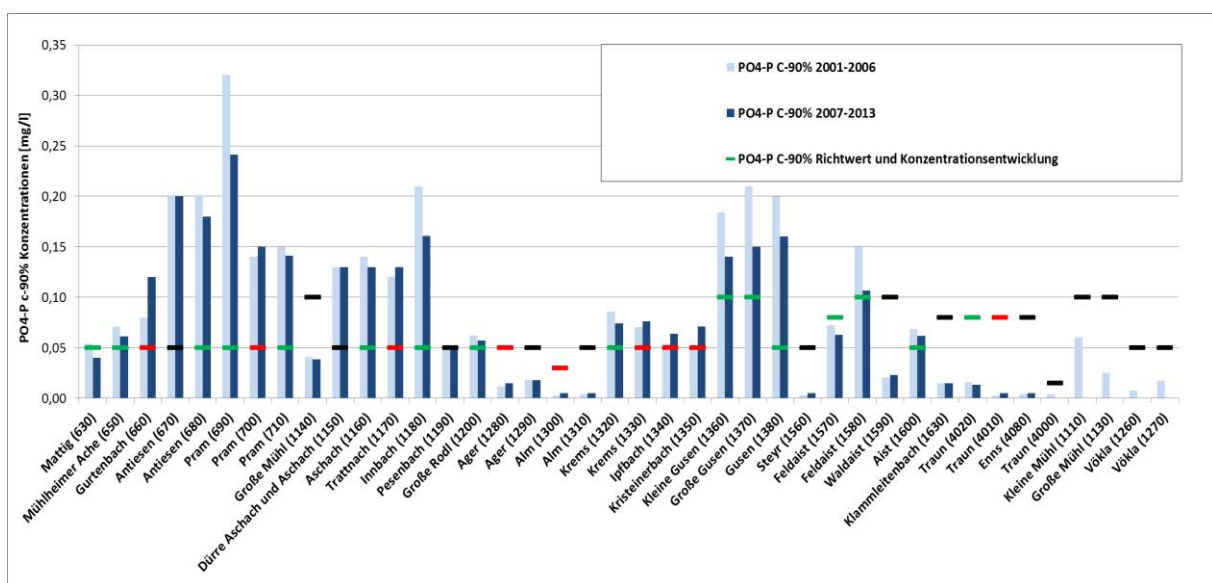


Abbildung 12: Gemessene Konzentrationen berechnet als $PO_4\text{-P}$ 90 Perzentile für den Untersuchungszeitraum 2001 – 2006 und den aktuellen Zeitraum von 2007 – 2013. Die kurzen Querstriche stellen die Richtwerte für $PO_4\text{-P}$ dar, deren Farbe zeigt die Konzentrationsentwicklung zwischen den Betrachtungszeiträumen (grün=verringert; schwarz=unverändert/kein Vergleich möglich; rot=erhöht)

Vergleicht man die aus dem Standard Monitoring berechneten Konzentrationen mit den in Zessner et al., 2016 erstellten Trendanalysen der $PO_4\text{-P}$ Konzentrationen von 2001 – 2013 so lassen sich folgende Ergebnisse ableiten:

- die ausgewiesenen, signifikant positiven Trends (Gusen, Feldaist, Aschach, Pram Oberlauf) der Trendanalyse widerspiegeln zum Großteil die ausgewiesenen deutlichen Konzentrationsrückgänge der $PO_4\text{-P}$ 90-Perzentile der Zeiträume 2001 - 2006 und 2007 – 2013
- allerdings wird z.B. für den Ipfbach ein positiver Trend ermittelt, dieser wird jedoch in keiner Weise von den Auswertungen der Vergleichszeiträume dargestellt; hier werden dagegen sogar steigende $PO_4\text{-P}$ Konzentrationen ausgewiesen.

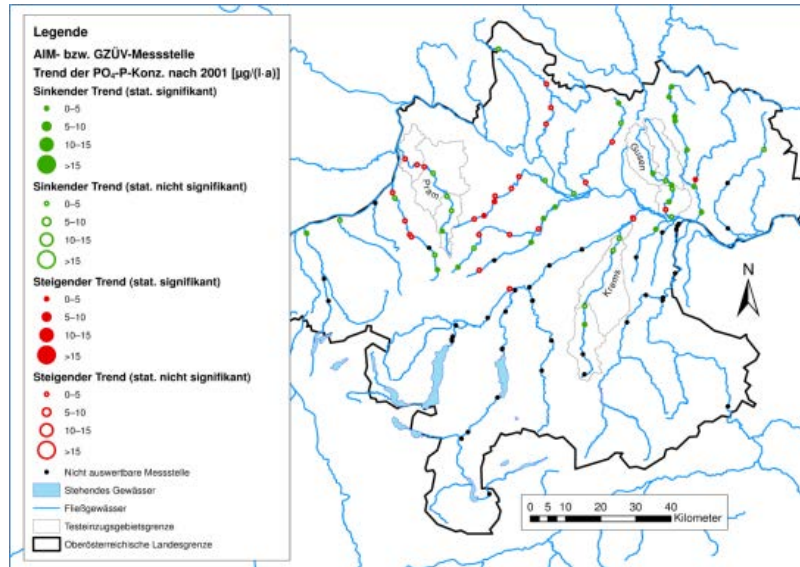


Abbildung 13: Trenddarstellung der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen in oberösterreichischen Fließgewässern von 2001 – 2013 in $[\mu\text{g}/(\text{l}\cdot\text{a})]$, (aus Zessner et al., 2016)

In Summe zeigt sich, dass die Trendanalysen mit den unbereinigten Datensätzen zwar weitgehend übereinstimmen, eine Bewertung der Maßnahmenwirksamkeiten und der Zielverfehlung jedoch im optimalen Fall auf Grundlage von Abfluss- und Prozess bereinigten Datensätzen erfolgen sollte, da diese geringere Unsicherheiten beinhalten und der spezifischen Fragestellung optimal angepasst sind.

Eine detaillierte Darstellung der Zielerreichung in der neben den gemessenen Konzentrationen auch die modellierten Einzugsgebiete ausgewertet werden, findet sich in Kapitel 3.2.2.

3.2.1 Haupteintragspfade

Bei der Betrachtung der Haupteintragspfade für Stickstoff wird in diesem Bericht eine räumliche Differenzierung angestrebt. Daher werden die Haupteintragspfade für alle 64 oberösterreichischen Einzugsgebiete dargestellt sowie für die 14 Einzugsgebiete mit einer möglichen oder einer gemessenen Zielverfehlung (Kapitel 3.2.2). Letztere konnten räumlich weiter unterteilt werden, wobei aufgrund der Lage der Einzugsgebiete die Unterteilung sich weitgehend an den bereits in früheren Projekten ausgewiesenen Beispielregionen orientiert (Zessner et al., 2010). Letztlich konnten bis auf Aschach und Dürre Aschach alle Einzugsgebiete mit möglicher Zielverfehlung dem Östlichen Mühlviertel, der Traun-Enns Platte und dem Innviertel zugeordnet werden (Tabelle 2).

Tabelle 2: Beispielregionen und zugeordnete Einzugsgebiete (ID Nummern) mit möglicher Zielverfehlung für $\text{NO}_3\text{-N}$

Beispielregionen/Einzugsgebiete	Einzugsgebiete und IDs
Östliches Mühlviertel	Kleine Gusen (1360), Große Gusen (1370), Gusen (1380), Feldaist (1570), Feldaist (1580), Kartenbach (3650)
Traun – Enns Platte	Krems (1330), Ipfbach (1340), Kristeinerbach (1350)
Innviertel	Gurtenbach (660), Pram (700), Pram (710)
Aschach und Dürre Aschach	Dürre Aschach und Aschach (1150), Aschach(1160)

Um mögliche regionale Besonderheiten und deren Auswirkungen auf die Gewichtung der Haupteintragspfade unterscheiden zu können, werden für die gebildeten Klassen bzw. Raumeinheiten die mittleren spezifischen Einträge [gN/(ha/Jahr)] und die prozentualen Anteile der Eintragspfade an den Gesamtemissionen dargestellt. So lassen sich auch die Größenordnungen der Einträge, die in den Einzugsgebieten zu möglichen Zielverfehlungen führen, direkt miteinander vergleichen.

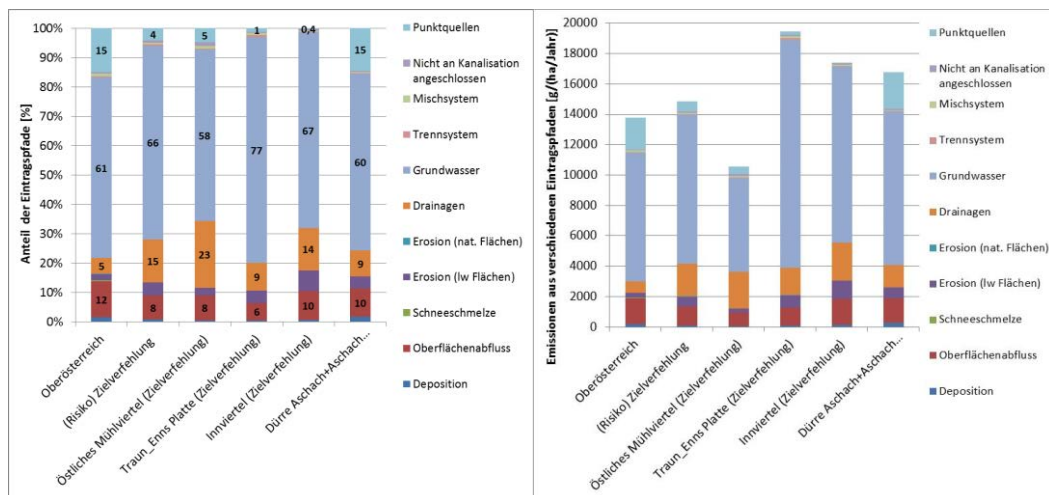


Abbildung 14: Mittlere Anteile [%] der Haupteintragspfade für Stickstoff in Österreichischen Einzugsgebieten, in Einzugsgebieten mit möglicher Zielverfehlung und für Beispielregionen sowie deren flächenspezifischen Raten [gN/(ha/Jahr)]

Mit 61% ist das Grundwasser der dominante Eintragspfad von Stickstoff in die Fließgewässer Oberösterreichs. Darüber hinaus schlagen Stickstoffemissionen aus den Punktquellen (15%), aus dem Oberflächenablauf (12%) und aus den Drainagen (5%) zu buche. Im Vergleich zum Modellierungszeitraum von 2001 – 2006 zeigen die Ergebnisse von 2007 – 2013 sehr ähnliche Resultate. Ein leichter Anstieg der Anteile aus dem Grundwasser und den Drainagen von 1% steht einem leichten Rückgang der Einträge aus den Punktquellen um 2% gegenüber. An dieser Stelle ist zu erwähnen, dass die letzten Modellierungsergebnisse für den Zeitraum 2001 – 2006 durch verschiedene Modellanpassungen nicht mehr vollkommen mit denen aus Zessner et al., 2010 übereinstimmen.

Es zeigt sich, dass der Anteil der Emissionen aus Kläranlagen für Stickstoff, der oberösterreichweit bei 15% liegt in Einzugsgebieten mit möglicher Zielverfehlung im Mittel noch deutlich abnimmt (auf 4%) wohingegen der Anteil der Emissionen aus dem Grundwasser von 61% (Oberösterreich) auf 66% ansteigt. Ein weiterer Unterschied im Vergleich aller oberösterreichischen Einzugsgebiete und jener mit möglicher Zielverfehlung ist die abnehmende Bedeutung des Oberflächenabflusses von 12% auf 8% in Einzugsgebieten mit möglicher Zielverfehlung sowie der Anstieg der Anteile der Drainagen an den Gesamtemissionen von 5% auf 15%. Sowohl der Rückgang des Oberflächenabflusses auch als der Anstieg der Drainagen in Einzugsgebieten mit möglicher Zielverfehlung hat mit der Lage der Einzugsgebiete und deren Landnutzung zu tun. Während in der oberösterreichweiten Betrachtung auch die steileren und extensiv genutzten südlichen Gebiete der Kalk-Hochalpen und des Voralpenlandes enthalten sind, finden sich die Gebiete mit möglicher Zielverfehlung in der Regel in den nördlichen, nordwestlichen und mittleren Regionen, die einer intensiven Nutzung als Ackerland unterliegen. Besonders in den Einzugsgebieten mit möglicher Zielverfehlung des Östlichen Mühlviertels spielen die Drainagen, bei insgesamt geringen flächenspezifischen Gesamteinträgen mit

23% neben den Einträgen aus dem Grundwasser mit 58% eine große Rolle. Der hohe Anteil der Emissionen aus Drainagen geht mit den höchsten Anteilen an Dränflächen einher, die für Oberösterreich ausgewiesen werden. Grundsätzlich ist damit zu rechnen, dass sich der Anteil von Emissionen aus Drainagen zum Anteil der Emissionen aus dem Grundwasser in der Realität sogar noch weiter zu den Drainagen verschieben könnte, da die erfassten Dränflächen vermutlich unterschätzt werden. In den Einzugsgebieten mit möglicher Zielverfehlung der Traun-Enns Platte, in der die höchsten flächenspezifischen Stickstoffeinträge ermittelt werden (fast doppelt so hoch, wie im Östlichen Mühlviertel), dominiert der Grundwasseranteil mit 77% die Stickstoff Einträge in die Gewässer. Für die Einzugsgebiete mit möglicher Zielverfehlung im Innviertel werden ebenfalls hohe flächenspezifische Emissionen ausgewiesen. Bei einem leichten Anstieg der Emissionen aus der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen zeigen sich hier typische Anteile des Grundwassers von 67% und der Drainagen von 14% an den Gesamtemissionen für Stickstoff. An der Dürren Aschach und Aschach sowie an der Großen Gusen zeigt sich bei erhöhten flächenspezifischen Eintragsraten ein hoher Anteil der Emissionen aus Punktquellen (Kapitel 5.1.1).

Für Phosphor wurde dieselbe Vorgehensweise gewählt. Zunächst werden die Haupteintragspfade (prozentuale Anteile und flächenspezifische Raten) für alle 81 oberösterreichischen Einzugsgebiete dargestellt. In einem zweiten Schritt werden dieselben Auswertungen für alle 32 Einzugsgebiete für die über Messungen oder Modellergebnisse Zielverfehlungen, oder mögliche Zielverfehlungen ausgewiesen wurden, durchgeführt. Abschließend konnte auch für die Einzugsgebiete mit (möglichen) Überschreitungen eine räumliche Differenzierung durchgeführt werden. Neben den für Stickstoff aufgelegten Beispielregionen, wurde bei Phosphor noch das nördliche und das südliche Innviertel unterschieden, da es hier zu signifikanten Unterschieden der modellierten Anteile der Haupteintragspfade und der flächenspezifischen Gesamteintragsraten kommt.

Tabelle 3 zeigt die Zuordnung der Einzugsgebiete zu den Beispielregionen.

Tabelle 3: Beispielregionen und zugeordnete Einzugsgebiete (ID Nummern) mit möglicher Zielverfehlung für PO₄-P

Beispielregionen/Einzugsgebiete	Einzugsgebiete und IDs
Östliches Mühlviertel	Kleine Gusen (1360), Große Gusen (1370), Gusen (1380), Feldaist (1580), Aist (1600), Klammbach (1620), Große Naarn (1640)
Traun – Enns Platte	Krems (1320), Krems (1330), Ipfbach (1340), Kristeinerbach (1350)
Innviertel (Süd)	Vökla (1270), Moosbach/Mühlheimerache (580), Enknach (600), Enknach (610), Mühlheimer Ache (650)
Innviertel (Nord)	Gurtenbach (660), Antiesen (670), Antiesen (680), Pram (690), Pram (700), Pram (710), Trattnach (1170), Innbach (1180)
Aschach und Dürre Aschach	Dürre Aschach und Aschach (1150), Aschach (1160)

Für alle 81 Einzugsgebiete in Österreich zeigt sich mit einem Anteil von 34% an den Gesamteinträgen die Erosion aus der landwirtschaftlichen Fläche als der wichtigste Eintragspfad. Phosphor Einträge über das Grundwasser 20% und aus Kläranlagen 19% haben ebenfalls eine hohe Bewandtnis. Die Einträge aus urbanen Flächen (nicht an die Kanalisation angeschlossenen Haushalte und Einträge aus der Misch- und Trennkanalisation) sind für 9% der Phosphor Einträge verantwortlich. Die

Unterschiede mit den abschließenden Modellergebnissen von 2001 – 2007, die durch verschiedene Anpassungen nicht mehr genau mit denen in Zessner et al., 2010 übereinstimmen, sind gering. Im Vergleich zum Modellierungszeitraum 2001 – 2006 zeigt sich eine leichte Verschiebung weg von den Einträgen aus Punktquellen und Siedlungsgebieten (2001 – 2006: 22% und 12%) hin zu den Einträgen aus dem Grundwasser (2001 – 2006: 17%). In den Einzugsgebieten mit möglicher Zielverfehlung steigt dagegen insbesondere der dominante Eintragspfad der Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen von 50% (2001 – 2006) auf 54% (2007 – 2013) weiter an. Vergleicht man die mittleren flächenspezifischen Gesamteinträge zeigt sich eine zu erwartende deutliche Erhöhung in den Einzugsgebieten mit (möglichen) Zielverfehlungen um 200 g/ha/Jahr, was einer Erhöhung um 38% entspricht.

Betrachtet man die Beispielregionen, in die die Einzugsgebiete mit möglichen Zielverfehlungen eingeteilt worden sind, zeigen sich sowohl in den flächenspezifischen Gesamteinträgen, als auch in der Verteilung auf die Eintragspfade deutliche Unterschiede. Die höchsten flächenspezifischen Einträge von > 1kg/ha/Jahr lassen sich für die entsprechenden Einzugsgebiete der Traun - Enns Platte und denen des nördlichen Innviertels ausweisen. Deutlich geringere flächenspezifische Einträge finden sich im östlichen Mühlviertel und in den südlichen Einzugsgebieten des Innviertels. Zwar dominiert generell in allen Beispielregionen der Eintrag über die Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen, jedoch fällt die Ausprägung dieser Dominanz in den Gebieten deutlich unterschiedlich aus. Im östlichen Mühlviertel und im Süden des Innviertels zeigen sich neben moderaten Anteilen aus der Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen (39% und 35%) insbesondere zusätzlich hohe Anteile aus dem Grundwasser (28% und 23%). Insbesondere im südlichen Innviertel sind mit 16% Anteil an den Gesamtemissionen auch die Phosphor Emissionen aus den Kläranlagen zu beachten. Höhere Anteile der P Emissionen aus Kläranlagen finden sich in der Aschach und Dürren Aschach. Bei einem Anteil von 20% der P Emissionen aus dem Grundwasser überwiegt auch hier der Anteil aus der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen mit 46%. Die höchsten Emissionen aus der Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen werden für die Traun –Enns Platte und das nördliche Innviertel ermittelt. Mit flächenspezifischen Raten von etwa 0,7 kg/ha/Jahr, sind sie häufig höher als die Gesamtraten der anderen Regionen und machen einen Anteil der Gesamtemissionen von 70% (Traun-Enns) bzw. 64% (nördliches Innviertel) aus.

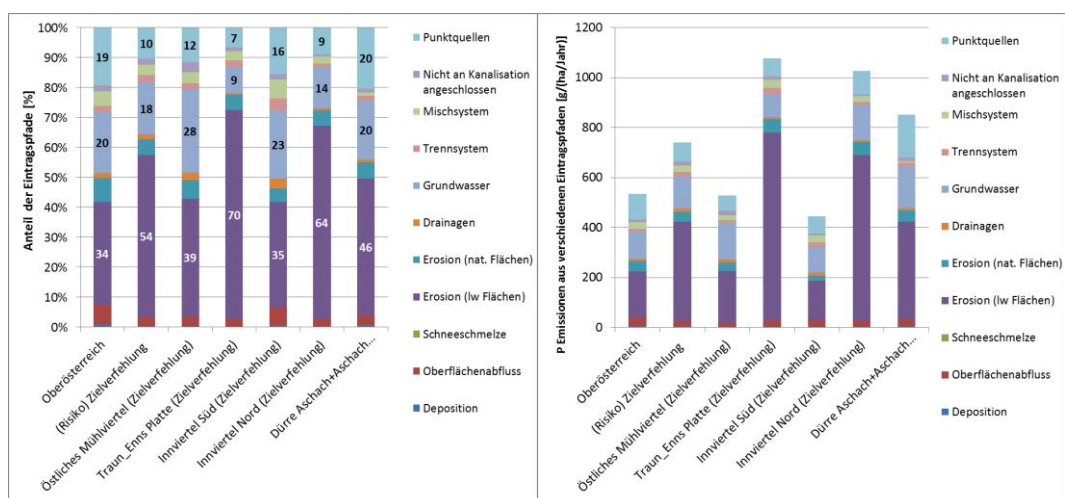


Abbildung 15: Mittlere Anteile [%] der Haupteintragspfade für Phosphor in Österreichischen Einzugsgebieten, in Einzugsgebieten mit möglicher Zielverfehlung und für Beispielregionen sowie deren flächenspezifischen Raten [gN/(ha/Jahr)]

Andere Eintragspfade sind in diesen Beispielregionen nur von geringerer Bedeutung.

3.2.2 Zielerreichung

Um die Zielerreichung in den Oberösterreichischen Fließgewässern darstellen zu können, werden die typspezifischen, als 90 Perzentilwerte verordneten $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ Richtwerte (Österreichische Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 99/2010)) mit den gemessenen – und/oder modellierten Konzentrationen verglichen, aus denen ebenfalls die 90 Perzentilwerte berechnet wurden. Dies soll in Folge zunächst für Stickstoff und dann für Phosphor betrachtet werden.

Ein überschlägiger Abgleich mit vergleichbaren Ergebnissen für eine frühere Modellierungsperiode (2001 – 2006) zeigt mögliche Verbesserungen oder Verschlechterungen der Situation auf.

Die Modellunsicherheit für die Berechnung von DIN- und TP Frachten wird mit +/- 30% angenommen. Aus diesem Grund wurde die schon aus den vorangegangenen Projekten bekannte Konvention getroffen, dass für Einzugsgebiete nur dann eine sichere Zielerreichung angenommen wird, wenn gilt:

- Gemessene Konzentrationen $< 0,7 \times \text{Richtwert}$ (wenn Messwerte und modellierte Werte vorliegen)
- Modellierte Konzentrationen $< 0,7 \times \text{Richtwert}$ (wenn nur modellierte Werte vorliegen)

Liegen die gemessenen und modellierten oder die ausschließlich modellierten Konzentrationen zwischen $0,7 \times \text{Richtwert}$ und $1,3 \times \text{Richtwert}$ wird von Fließgewässern mit möglicher Zielverfehlung gesprochen. Das hat den Vorteil, dass im Falle von ausschließlichen Modellierungen die Unsicherheit des Modells berücksichtigt wird und zum anderen bei Vorliegen von Messungen und Modellierungen auch die Fließgewässer erfasst werden, bei denen eine hohe Auslastung des Richtwertes (also ein potentiell Risiko) vorliegt. In den Einzugsgebieten dieser Fließgewässer könnten geringe weitere Belastungen schnell zu einer Zielverfehlung führen. Darüber hinaus wird bei dieser Vorgehensweise auch die in Kapitel 3.2 angesprochene Unsicherheit von Messwerten und Analytik pauschal berücksichtigt.

Es zeigt sich, dass für den Ipfbach im Zeitraum 2007 – 2013 sowohl durch die modellierten als auch durch die gemessenen Konzentrationen eine Richtwertausnutzung von deutlich > 1 ausgewiesen wird. Für den Krusteinerbach (ID 1350) wird eine Richtwertauslastung > 1 nur durch die Messwerte ausgewiesen. Ähnlich wie für den Zeitraum 2001 – 2006 unterschätzen in diesem Einzugsgebiet die Modellergebnisse die Messwerte deutlich, wobei für 2007 – 2013 eine verbesserte Modellanpassung zu erkennen ist. Für den Oberlauf der Feldaist (ID 1570) zeigen die Messwerte eine Richtwertauslastung von knapp > 1 an, während die modellierte Richtwertauslastung deutlich unter 1, aber auch deutlich über 0,7 liegt, also auch hier durch das Modell eine mögliche Zielverfehlung angezeigt wird. Die durch Messwerte ausgewiesenen Überschreitungen des Richtwertes sind grundsätzlich mit denen des Modellierungszeitraumes 2001 – 2006 vergleichbar, zeigen jedoch einen deutlichen Rückgang der Überschreitungshöhe an (siehe Kapitel 3.2).

Die weiteren Einzugsgebiete in denen laut Messung der Richtwert unterschritten ist, aber nach der hier verwendeten Vorgehensweise dennoch ein mögliches Risiko der Zielverfehlung besteht, sind Feldaist (ID 1580), Gusen (ID 1380), Große Gusen (ID 1370), Kleine Gusen (ID 1360), Krems (ID 1330), Aschach (ID 1160) und Dürre Aschach (ID 1150), Pram (ID 700 und 710) und der Gurtenbach (ID 660). Ein Einzugsgebiet in dem keine Messwerte vorhanden sind, in denen die modellierten Werte, die in der Regel den Messwert leicht unterschätzen, aber bei $> 0,7$ Richtwert liegt, ist der Kartenbach (ID 3650).

Grundsätzlich zeigt sich im Vergleich mit den Ergebnissen für die Jahre 2001 – 2006 eine vergleichbare Situation bei der Zielerreichung für $\text{NO}_3\text{-N}$.

Die Zielerreichung für $\text{NO}_3\text{-N}$ für den Zeitraum 2007 – 2013 ist in Abbildung 16 dargestellt.

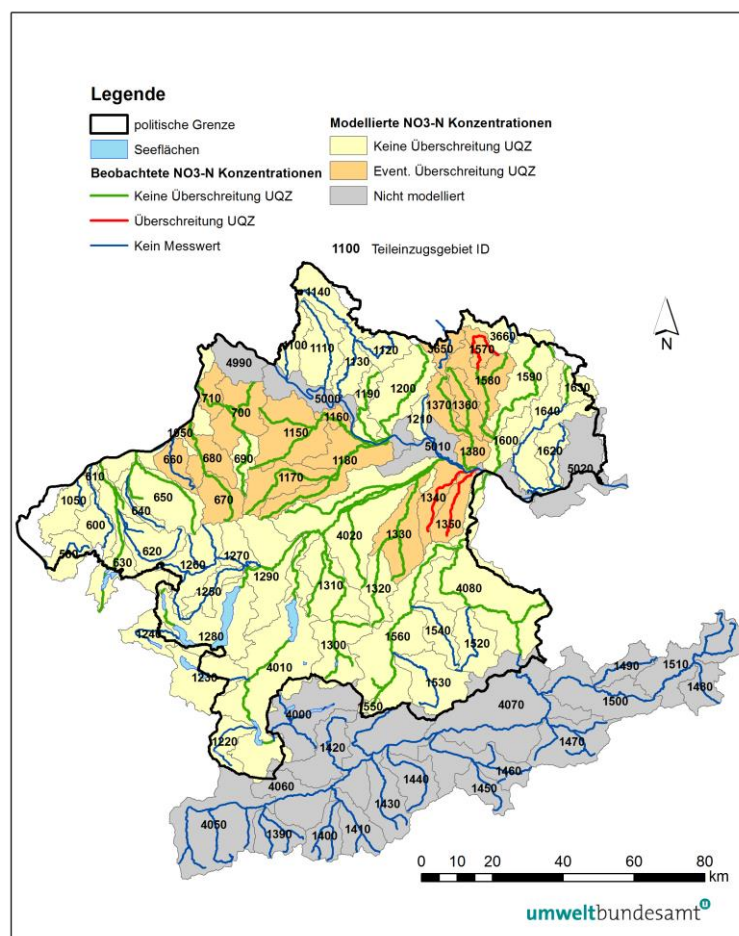


Abbildung 16: Gemessene und modellierte Zielverfehlung ($> 1,3 \times$ Richtwert) und eventuelles Risiko ($> 0,7$ bis $1,3 \times$ Richtwert) für $\text{NO}_3\text{-N}$ in oberösterreichischen Einzugsgebieten für 2007 – 2013

Deutlich verbessert hat sich die Höhe der Überschreitung (gemessen) im Ipfbach (Rückgang von $1,5 \times$ Richtwert auf $1,3 \times$ Richtwert) und in der Feldaist (Rückgang von $1,1 \times$ Richtwert auf $1,0 \times$ Richtwert), wobei hier noch einmal eindringlich auf die Aussagen zur Aussagekraft dieser Rückgänge in Kapitel 3.2 verwiesen wird.

Deutliche Konzentrationsverringierungen sind auch für die Krems und die Feldaist (ID 1580) festzuhalten. In der Pram und der Aschach kommt es dagegen zu einem leichten Anstieg der Richtwertausnutzung. Es wird deutlich, dass sich die in Zessner et al., 2014 erstellten Prognosen einer

weiteren Abnahme durch die verzögerte Wirksamkeit von bereits umgesetzten Maßnahmen (NO) in Einzugsgebieten mit Zielverfehlung aufgrund der vorherrschenden Aufenthaltszeiten im Grundwasser gut in den aktuell gemessenen Konzentrationen widerfinden.

Der leichte Anstieg der modellierten Richtwertfaktoren ist Indikator für eine verbesserte Modellanpassung in Einzugsgebieten mit erhöhten $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen, da hier grundsätzliche eine Unterschätzung durch die Modellanwendung auftritt.

Eine genaue Analyse der Ursachen für die Zielwertverfehlungen findet in Kapitel 4 und 5 statt.

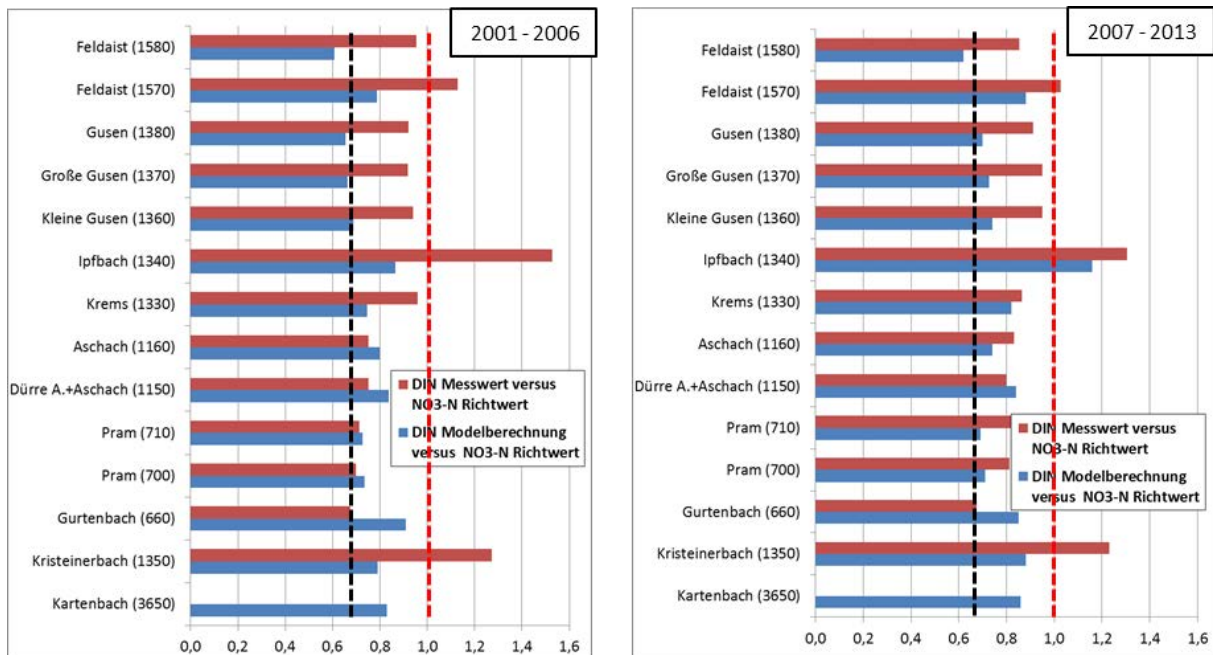


Abbildung 17: Gemessene und modellierte Zielverfehlung ($> 1,3 \times$ Richtwert) und mögliches Risiko ($> 0,7$ bis $1,3 \times$ Richtwert) für $\text{NO}_3\text{-N}$ in oberösterreichischen Einzugsgebieten für den Untersuchungszeitraum 2001 – 2006 und den aktuellen Zeitraum von 2007 – 2013

Für $\text{PO}_4\text{-P}$ zeigt sich für den Zeitraum 2007 – 2013 in Bezug auf die Zielerreichung ein ähnliches Bild wie für 2001 – 2006. In der Regel werden die gemessenen Zielwertüberschreitungen (rote Fließgewässer) gut durch die Modellergebnisse abgebildet (rote Einzugsgebietsflächen). In einzelnen Einzugsgebieten mit gemessenen Zielwertüberschreitungen werden über das Modell nur eventuelle Überschreitungen ausgewiesen (z.B. Feldaist), dennoch ist die Übereinstimmung der gemessenen und vom Modell angezeigten Zielwertüberschreitungen gut bis sehr gut (siehe Abbildung 18).

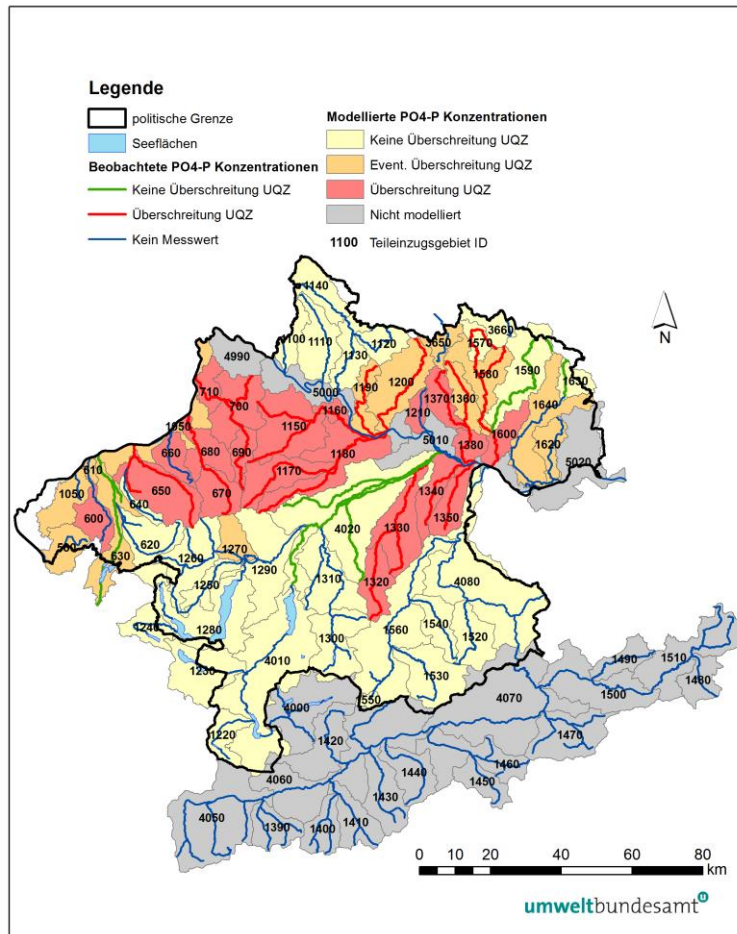


Abbildung 18: Gemessene und modellierte Zielverfehlung ($> 1,3 \times \text{Richtwert}$) und eventuelles Risiko ($> 0,7$ bis $1,3 \times \text{Richtwert}$) für $\text{PO}_4\text{-P}$ in oberösterreichischen Einzugsgebieten für 2007 – 2013

Eine genaue Übersicht über die modellierte und gemessene Zielverfehlung ohne räumlichen Bezug gibt Abbildung 19. Es zeigt sich, dass es zu Überschätzungen der Messwerte durch die Modellierung in den Einzugsgebieten der Traun-Enns Platte, dem Krasteinerbach, dem Ipfbach und der Krens, die mit Ergebnissen von 2001 – 2006 vergleichbar sind, kommt. Unterschätzungen der Modellergebnisse treten noch immer in der Großen Gusen, Kleinen Gusen und Gusen sowie der Pram und der Antiesen auf, wobei insbesondere im Gewässersystem der Gusen deutliche Verbesserungen in der Modellierung gegenüber 2001 – 2006 sichtbar werden. Betrachtet man alle Einzugsgebiete mit (möglicher) Zielverfehlung lässt sich eine Verbesserung des Modellabgleichs feststellen.

Grundsätzlich lassen sich für 2007 – 2013 keine deutlichen Verbesserungen zu dem Zeitraum 2001 – 2006 feststellen. Noch immer kommt es häufig zu sehr hohen Zielwertauslastungen von 300 – 500%.

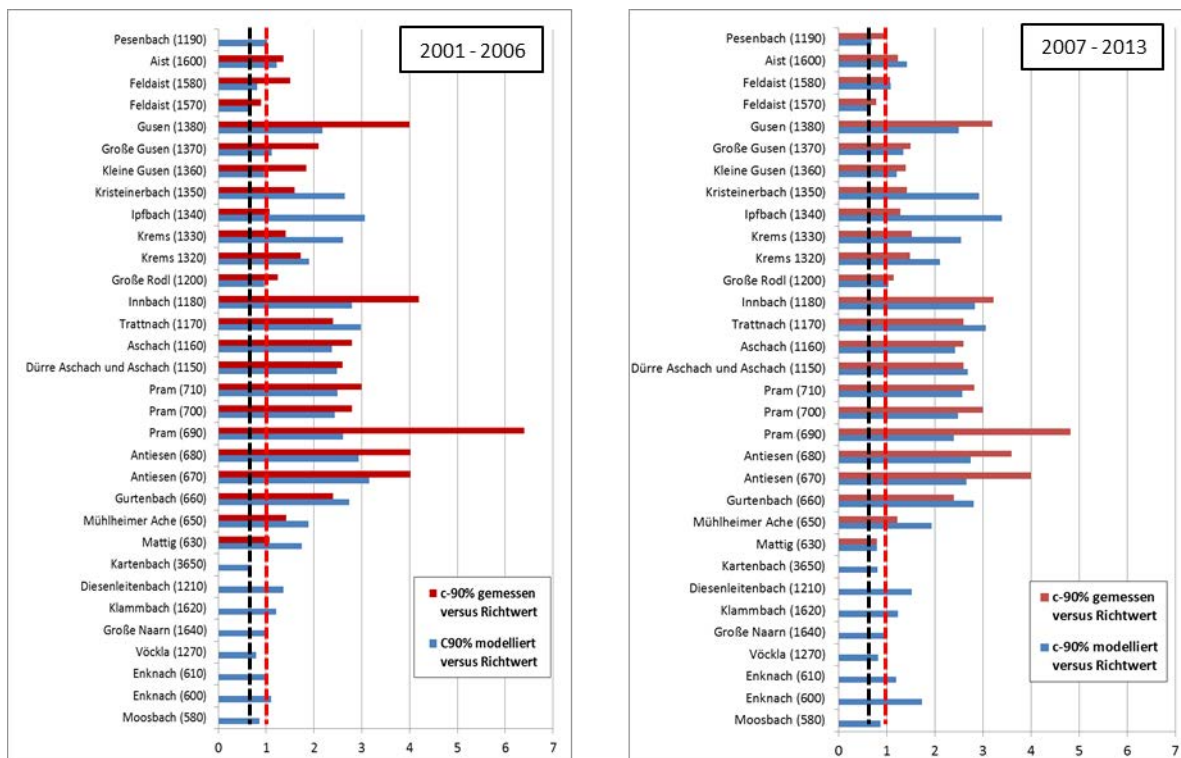


Abbildung 19: Gemessene und modellierte Zielverfehlung (> 1,3xRichtwert) und mögliches Risiko (>0,7 bis 1,3xRichtwert) für PO₄-P in oberösterreichischen Einzugsgebieten für den Untersuchungszeitraum 2001 – 2006 und den aktuellen Zeitraum von 2007 – 2013

Um die Größenordnung der Richtwertauslastung und damit die realistischen Chancen einer zukünftigen Zielerreichung im Einzugsgebiet besser darzustellen, werden drei Klassen unterscheiden. Die Klasse mit geringem Risiko – hier kommt es gemäß dem c-90% Messwert zu einer Unterschreitung des Richtwertes (< 100% Richtwertauslastung). Die Klasse mit möglichem Risiko – hier kommt es bei den c-90% Messwerten zu einer Überschreitung des Richtwertes bis zu einer Richtwertauslastung von 130%, oder, wenn nur modellierte Ergebnisse vorliegen eine modellierte Richtwertauslastung > 100 – 130%. Die Klasse mit sicherem Risiko – mit Richtwertauslastungen der c-90% Messwerte >130%, respektive der c-90% Modellwerte (wenn nur Modellwerte vorhanden sind). Grundsätzlich kann man noch die Klasse mit sicherem Risiko unterscheiden in c-90% Richtwertüberschreitungen <200% („deutliches Risiko“) und >200% („hohes Risiko“).

Tabelle 4: Klassifizierung der Einzugsgebiete mit Zielverfehlung für PO₄-P in „Mögliches Risiko“ und „Sicheres Risiko“ nach der Höhe der Richtwertüberschreitung

Mögliches Risiko		Sicheres Risiko	
gering: >70% -100% c-90%	erhöht: 100 - 130% c-90%	deutlich: 130 - 200% c-90%	hoch: >200% c-90%
Moosbach /Mühl.Ache (580)	Enknach (610)	Enknach (600)	Gusen (1380)
Mattig (630)	Klammbach (1620)	Diesenleitenbach (1210)	Gurtenbach (660)
Vöckla (1270)	Mühlheimer Ache (650)	Krems 1320)	Antiesen (670)
Feldaist (1570)	Große Rodl (1200)	Krems (1330)	Antiesen (680)
Große Naarn (1640)	Ipfbach (1340)	Kristeinerbach (1350)	Pram (690)
Pesenbach (1190)	Feldaist (1580)	Kleine Gusen (1360)	Pram (700)
Kartenbach (3650)	Aist (1600)	Große Gusen (1370)	Pram (710)
			Dürre Aschach und Aschach (1150)
			Aschach (1160)
			Trattnach (1170)
			Innbach (1180)

3.3 Ausweisung von Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag

3.3.1 Relevanz von Straßendämmen mit unterirdischer Ableitung

Die Ergebnisse der Modellierung der prozentuellen Anteile der erosiven Phosphoreinträge über Straßendämme mit unterirdischer Ableitung an den gesamten, erosiven Phosphoreinträgen sind in Tabelle 5 aufgelistet. Unter Berücksichtigung der Kartierungsergebnisse und ihrer Hochrechnung auf das gesamte Einzugsgebiet kann für die Pram von einem Anteil von ungefähr einem Fünftel bis einem Drittel ausgegangen werden. Überträgt man die im Einzugsgebiet der Pram mittels Kartierung und Erhebungen zum Grabenräumgut gewonnenen Erkenntnisse auf die Gusen und die Krems, für die diese Tätigkeiten nicht durchgeführt werden konnten, ist hier ein Anteil von insgesamt je ca. 20 bis 40% anzusetzen. Ob eine solche Übertragung aber wirklich zulässig ist, kann nach derzeitigem Wissensstand nicht beantwortet werden. Dazu wären Kartierungen und Erhebungen zum Grabenräumgut auch unter den dortigen Rahmenbedingungen erforderlich.

Tabelle 5: Prozentuelle Anteile der erosiven Phosphoreinträge über Straßendämme mit unterirdischer Ableitung an den gesamten, erosiven Phosphoreinträgen für die sechs modellierten Szenarien in den drei Testeinzugsgebieten.

Transferkoeffizient	Alle Straßen			Hauptstraßen		
	0,4	0,6	0,8	0,4	0,6	0,8
Pram	27	36	44	8	11	14
Gusen	32	42	49	7	10	12
Krems	28	38	46	8	11	15

3.3.2 Risikoflächen

Auf Basis der für das Modell eingesetzten Eingangsdaten (siehe Anhang C), der Modellauflösung von 10 × 10 m und der mittleren Bedingungen der Jahre 2007/2008 bis 2013 wurden die in Tabelle 6 als Summen dargestellten Risikoflächen ausgewiesen. Während in den Einzugsgebieten der Pram und Gusen jeweils ca. 20% der Ackerlandfeldstücke bzw. der Ackerfläche für 80% der landwirtschaftlichen, erosiven Phosphoreinträge verantwortlich sind, sind es im Einzugsgebiet der Krems nur ca. 15%. Das Einzugsgebiet der Krems fällt allerdings immer wieder durch seine im Vergleich zur beobachteten Gewässerfracht hohe Erosion auf. Sollte es sich dabei um eine Unterschätzung der Fracht aufgrund besonderer Bedingungen im Einzugsgebiet der Krems handeln, könnte es sich bei diesem niedrigeren Anteil auch um ein Artefakt der Modellkalibrierung handeln. Für eine zielsicherere Einschätzung dieses Sachverhalts, müsste dies jedoch genauer untersucht werden.

Tabelle 6: Anzahl, Fläche und Anteile der als Risikoflächen ausgewiesenen Ackerlandfeldstücke in den drei Testeinzugsgebieten, die sich für jeweils 80% der landwirtschaftlichen, erosiven Phosphoreinträge verantwortlich zeichnen

	Pram	Gusen	Krems
	Ackerlandfeldstücke		
Risikofeldstücke	1340	983	860
Gesamt	7025	5596	6741
Anteil Risikofeldstücke in %	19	18	13
	Ackerfläche in ha		
Risikofläche	3553	1907	2735
Gesamt	16.262	9556	19.059
Anteil Risikofläche in %	22	20	14

Die räumliche Verteilung der ausgewiesenen Risikoflächen erosiver Phosphoreinträge ist für das Einzugsgebiet der Pram in Abbildung 20, das Einzugsgebiet der Gusen in Abbildung 21 und das Einzugsgebiet der Krems in Abbildung 22 zu sehen.

In diesen Abbildungen wurde der Schwellenwert von 0,5 besonders berücksichtigt: Unterhalb von ihm wurde ein grüner Farbverlauf (dunkel bis hell) und oberhalb ein violetter Farbverlauf (hell bis dunkel) verwendet.

Bei der Pram befinden sich die Risikoflächen bis auf den nordöstlichen Teil, der zur Böhmisches Masse gehört, vor allem in der Nähe der Einzugsgebietsränder, wobei sie sich im Westen und insbesondere im Nordwesten konzentrieren. Im Einzugsgebiet der Gusen sind die Risikoflächen dahingegen vor allem im südlichen Teil und im Einzugsgebiet der Krems im mittleren Teil zu finden.

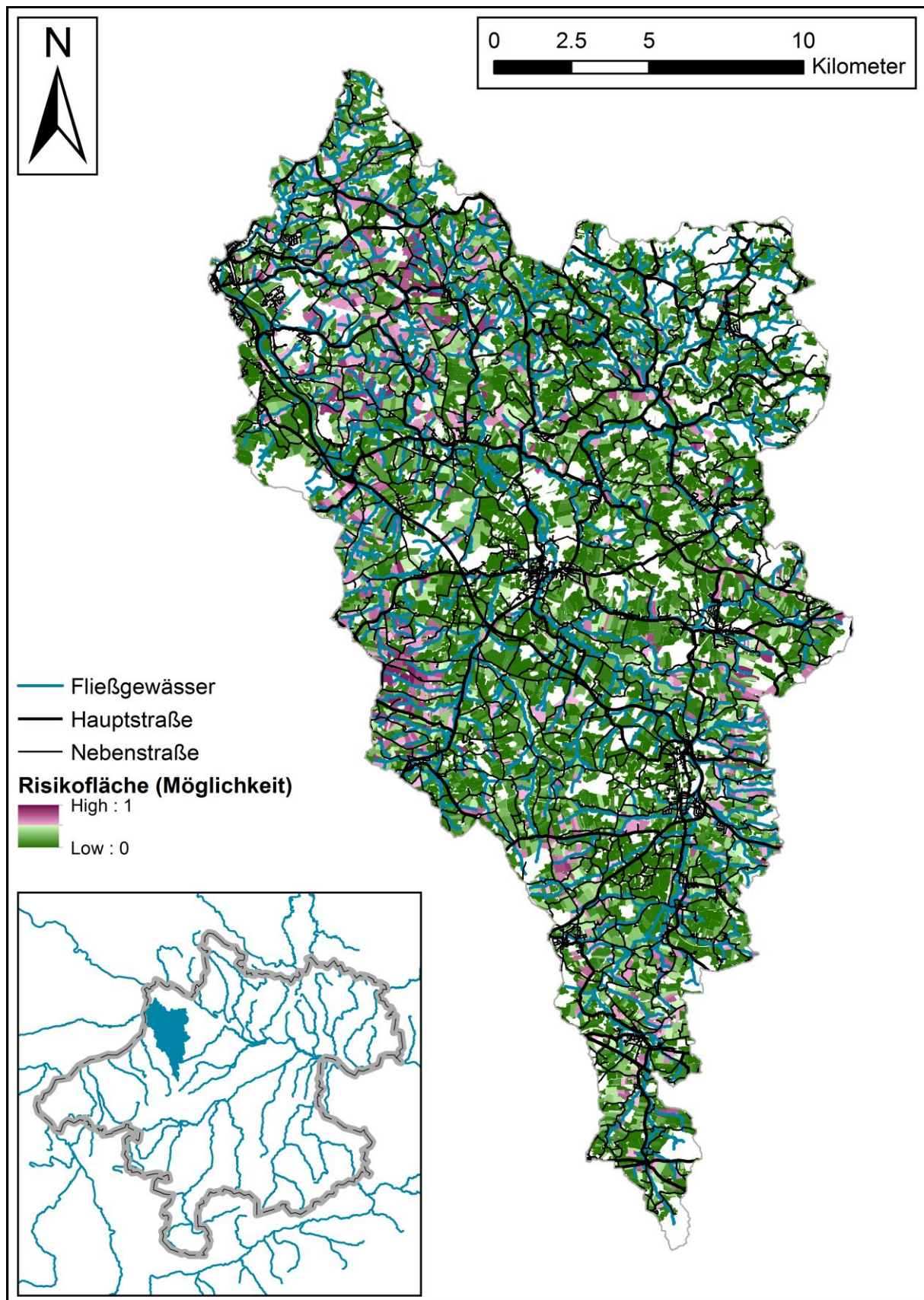


Abbildung 20: Die ausgewiesenen Risikoflächen (violetter Farbverlauf) im Einzugsgebiet der Pram befinden sich bis auf den nordöstlichen Teil, der zur Böhmisches Masse gehört, vor allem in der Nähe der Einzugsgebietsränder und weisen eine Konzentration im Westen und insbesondere Nordwesten auf

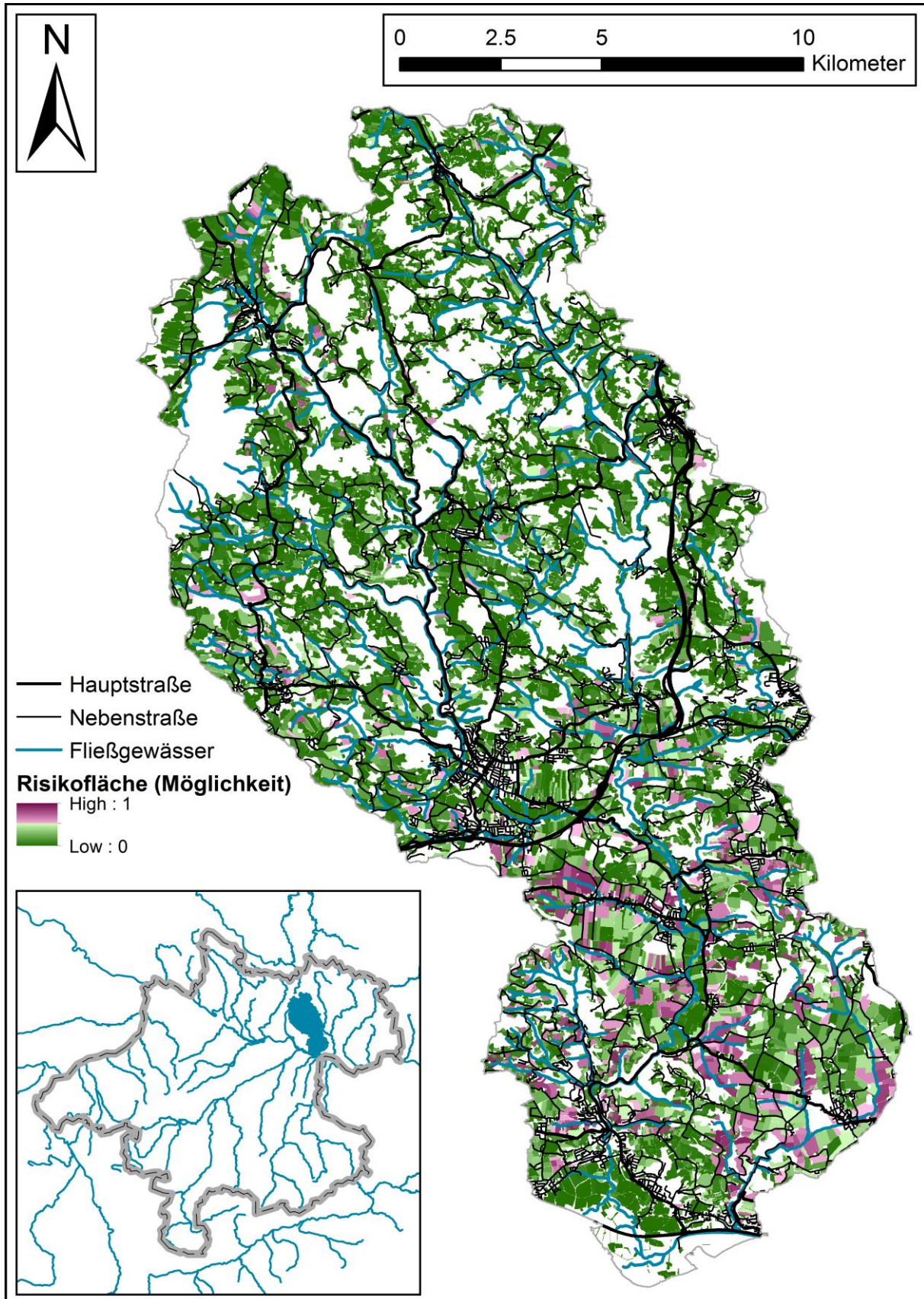


Abbildung 21: Die ausgewiesenen Risikoflächen (violetter Farbverlauf) im Einzugsgebiet der Gusen konzentrieren sich vor allem im südlichen Teil des Einzugsgebiets

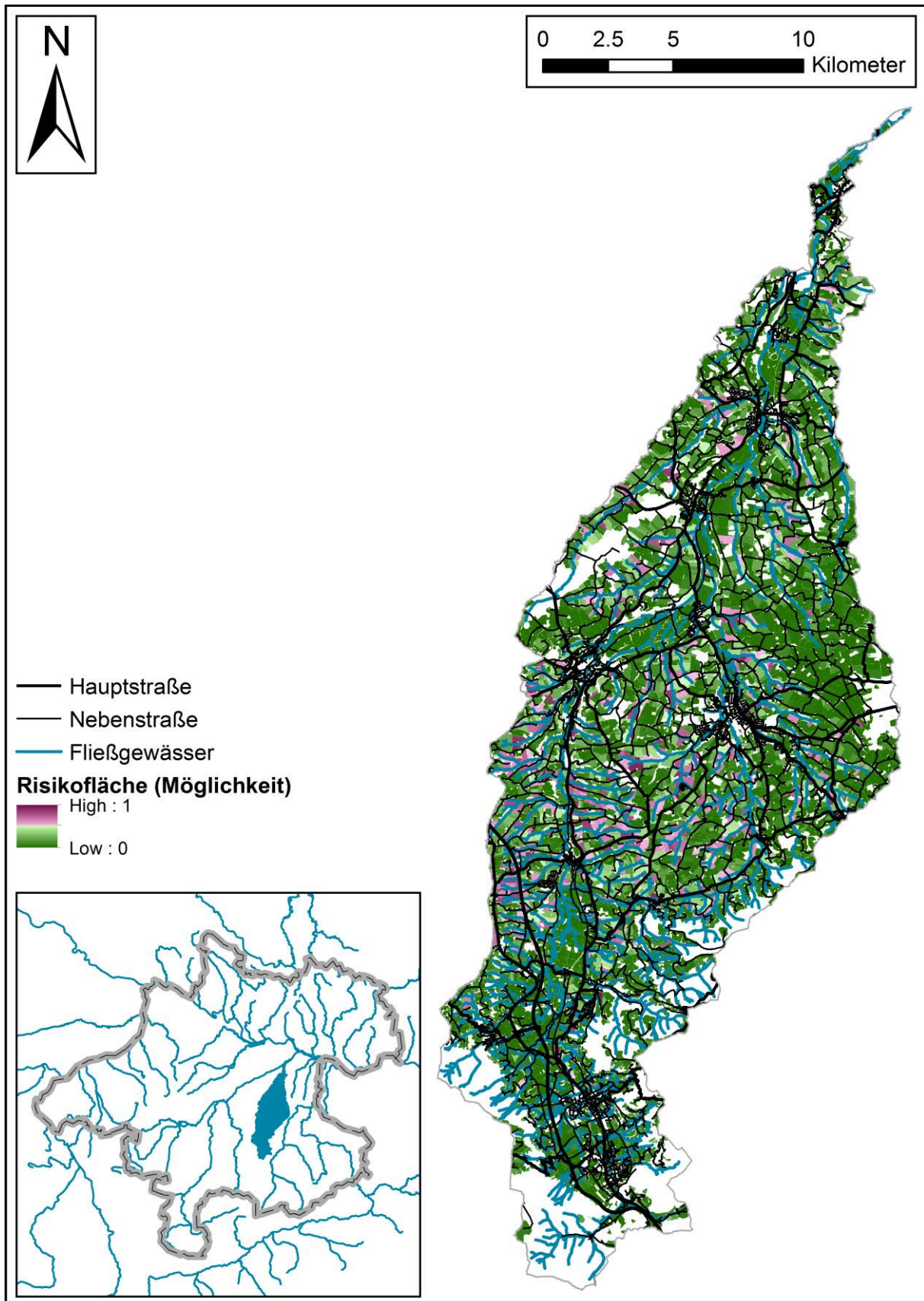


Abbildung 22: Die ausgewiesenen Risikoflächen (violetter Farbverlauf) im Einzugsgebiet der Kriem befinden sich vor allem im mittleren Teil des Einzugsgebiets

Bei diesen Abbildungen ist zu beachten, dass sie nur die uns vorliegenden Feldstücke des INVEKOS-GIS (Hofer et al., 2014) des Jahres 2010 umfassen, da dieser Datensatz den Auswertungen zugrunde liegt. Ein geringer Teil von ca. 2 bis 3% der landwirtschaftlichen Fläche (Zessner et al., 2016) ist darin nicht enthalten. Ebenso können einige wenige Risikoflächen außerhalb der landwirtschaftlichen Fläche zu finden sein. Dies dürfte genauso für einen Teil der relevanten Transportpfade zutreffend sein. Eine diesbezügliche Kartendarstellung ist prinzipiell möglich, im Berichtsformat aufgrund des erforderlichen, großen Maßstabs allerdings nicht sinnvoll. Bei den allermeisten weißen Flecken auf den Karten handelt es sich aber lediglich um Waldflächen und Siedlungsgebiete, die nicht als mögliche Risikoflächen anzusehen sind.

Für ausgewählte Bereiche der Testeinzugsgebiete können zudem interaktive 3-D-Karten auf Basis der WebGL-Technologie zur Betrachtung in einem Internetbrowser erstellt werden. Ein diesbezüglicher Beispielscreenshot ist in Abbildung 23 zu sehen. Mit Hilfe solcher 3-D-Karten können bestimmte Situationen (z.B. detailliertere Transportpfade) aufgrund der dreidimensionalen Darstellung der Gefälleverhältnisse besser veranschaulicht und vermittelt werden als dies mit einer bloßen 2-D-Karte der Fall wäre. Darüber hinaus kann damit ebenso wie mit großmaßstäblichen 2-D-Karten demonstriert werden, dass unter Umständen nicht die gesamte Fläche eines Feldstücks eintragsrelevant ist.

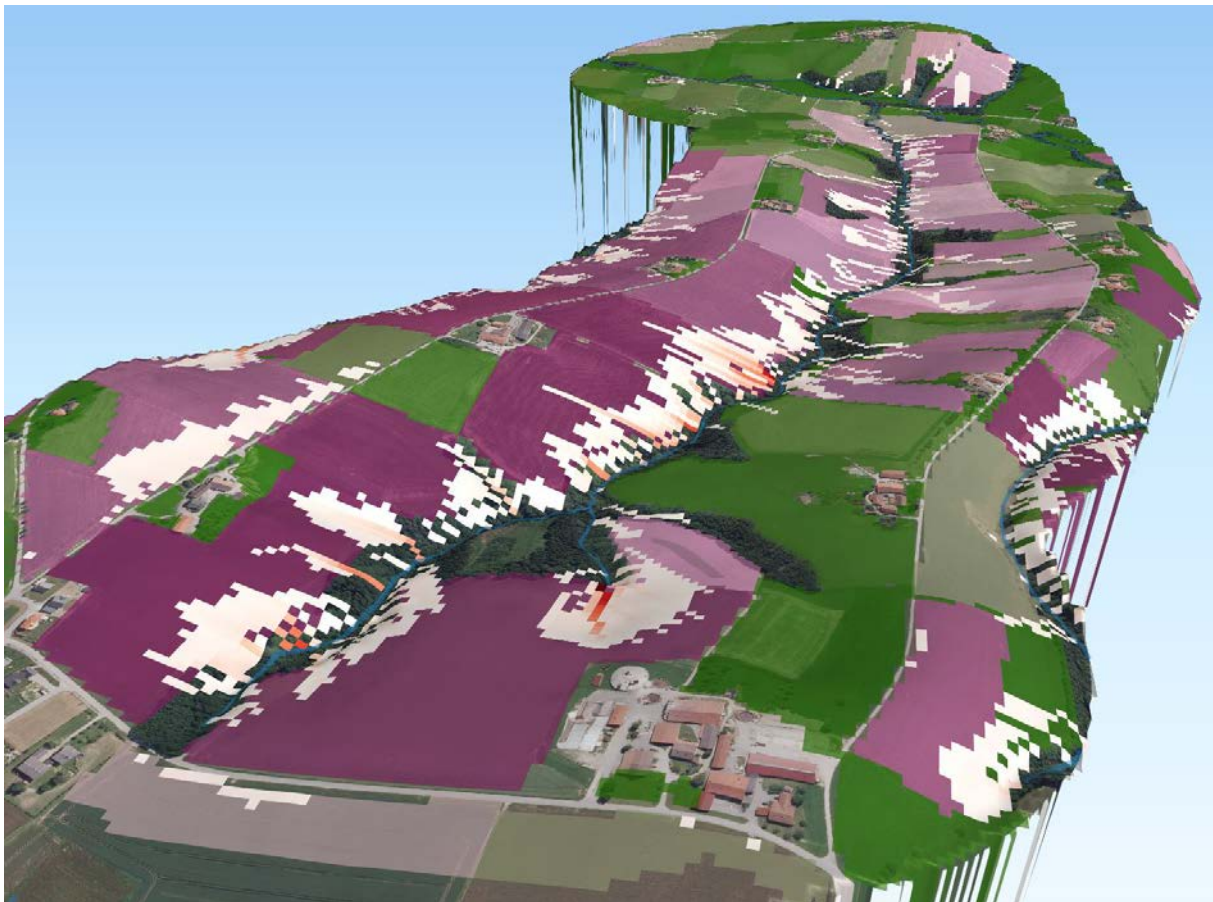


Abbildung 23: Screenshot eines Beispiels einer interaktiven 3-D-Karte auf Basis der WebGL-Technologie zur Betrachtung in einem Internetbrowser. Zusätzlich zu den ausgewiesenen Risikoflächen (hell- bis dunkelviolett) sind hier bevorzugte Transportpfade (hell- bis dunkelrot) eines der Szenarien (alle Straßen mit einem Transportkoeffizienten von 0,6) enthalten

Die Erstellung einer WebGL-3-D-Karte eines gesamten Einzugsgebiets ist ebenfalls möglich. Aufgrund von Performancegründen müsste dies unter Beibehaltung einer ansprechenden Darstellungsqualität aber eigens geplant und größer angelegt werden als dies im vorliegenden Projekt möglich ist. Mit spezieller 3-D-Software wie beispielsweise ArcGlobe kann eine solche einzugsgebietsweise 3-D-Karte allerdings wiederum relativ einfach umgesetzt werden, was im Einzugsgebiet der Pram zu Testzwecken erfolgt ist. Eine entsprechende Darstellung liegt am Institut für Wassergüte der TU Wien vor, lässt sich jedoch nur auf einem Computer mit installierter Software ArcGlobe und nicht im Berichtsformat darstellen.

Trotz der feldstückscharfen und auf den ersten Blick „exakten“ Ausweisung von Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag muss in diesem Zusammenhang immer berücksichtigt werden, dass die Möglichkeit einer Falschausweisung besteht bzw. einzelne Risikoflächen nicht als solche erkannt wurden. Die Ergebnisse der Kartierung im Einzugsgebiet der Pram haben gezeigt, dass unter Berücksichtigung unterirdischer Ableitungen an Straßendämmen die vorherrschenden Abflussverhältnisse von ca. vier Fünfteln der Ackerlandfeldstücke (Zessner et al., 2016) vom Modell korrekt erfasst werden können. Für das verbleibende Fünftel wurde im Anschluss an die Risikoflächenausweisung geprüft, ob die kartierten Strukturen (Drainagegräben, Rohrdurchlässe, Verrohrungen etc.) zu potentiell mehr oder weniger erosivem Phosphoreintrag führen als dies vom Modell aufgrund der unbekanntenen Abflussverhältnisse angenommen wird.

Das Ergebnis dieser Prüfung ist in Tabelle 7 dargestellt und führt vor, dass die Ausweisung als Risikofeldstück in neun Fällen aufgrund der vom Modell nicht abgebildeten, tatsächlichen Abflussverhältnisse bestätigt bzw. sogar verstärkt wird. In 15 Fällen ist das genaue Gegenteil der Fall, d.h. auch hier wird die vom Modell getroffene Ausweisung als kein Risikofeldstück bestätigt bzw. verstärkt. Anders verhält es sich allerdings in vier bzw. acht Fällen. Hier könnte es aufgrund der vom Modell nicht abgebildeten, tatsächlichen Abflussverhältnisse zu einer Umkehrung der vom Modell getroffenen Ausweisung kommen. Dies betrifft jedoch lediglich ein Drittel der dafür in Frage kommenden, kartierten Feldstücke.

Tabelle 7: Potentieller Einfluss vom Modell nicht korrekt erfasster Abflussverhältnisse auf die Risikoflächenausweisung. Diese Auswertung berücksichtigt nur Feldstücke, deren Abflussverhältnisse aufgrund des Kartierungsergebnisses vom Modell unter Berücksichtigung von Straßendämmen mit unterirdischer Ableitung an allen asphaltierten Straßen offenkundig nicht korrekt erfasst werden

	Potentiell mehr erosiver Phosphoreintrag infolge kartierter Struktur	Potentiell weniger erosiver Phosphoreintrag infolge kartierter Struktur
Risikofeldstück (modelliert)	9	4
Kein Risikofeldstück (modelliert)	8	15

Insgesamt bedeutet dies, dass die qualitative Aussage „mögliches Risikofeldstück“ bzw. „nicht mögliches Risikofeldstück“ für rund 90% der kartierten Feldstücke zutreffend ist. Nichtsdestotrotz muss berücksichtigt werden, dass diese Aussage nicht zwangsläufig für das gesamte Einzugsgebiet der Pram gleichermaßen gilt bzw. ohne weiteres auf die Einzugsgebiete der Gusen und Krems übertragen werden kann. Zusätzlich sind Unsicherheiten bei der quantitativen Modellaussage in Betracht zu ziehen, die darüber hinaus mit der qualitativen interagieren. Aufgrund nicht vorhandener

Messungen des erosiven Phosphoreintrags einzelner Feldstücke können diesbezüglich aber keine Angaben gemacht werden.

Abschließend ist noch zu bemerken, dass Risikoflächen oberhalb von Nebenstraßen unterrepräsentiert sein könnten. Dies resultiert aus derselben Gewichtung der Szenarien mit allen Straßen und der mit Hauptstraßen. Der Verwendung unterschiedlicher Gewichte steht jedoch im Wege, dass insbesondere in den Einzugsgebieten der Gusen und der Krems keine quantitativen Aussagen über den Anteil an Straßendämmen mit unterirdischer Ableitung im Vergleich zu Straßendämmen mit oberirdischer Ableitung existieren.

4 Berechnung der Maßnahmenwirksamkeit von ÖPUL 2007

4.1 Stickstoffüberschüsse

Im Durchschnitt wird durch die Teilnahme an den ÖPUL Programmen der Stickstoffüberschuss im gesamten Projektgebiet um ca. 3% vermindert. In einzelnen Regionen reicht die Reduktion bis 15% (1340 – Ipfbach), da die ÖPUL Maßnahmen zumeist nur in bestimmten Regionen umgesetzt werden.

In Summe nahm 2013 der Stickstoffüberschuss in den oberösterreichischen Einzugsgebieten durch die Umsetzung der ÖPUL Maßnahmen um 1.210 t N ab. In den Abbildung 24 und Abbildung 25 wird jener Stickstoffüberschuss dargestellt, der ohne die Umsetzung der ÖPUL Maßnahmen auftreten würde. Ein Vergleich mit Abbildung 6 und Abbildung 7, wo der Überschuss inklusive dieser Maßnahmen dargestellt wird, zeigt, dass besonders in den Ackerbaugebieten mit bereits erhöhtem N-Überschuss wie in der Traun-Enns-Platte und im Inntal Verminderungen durch die ÖPUL Maßnahmen erreicht werden.

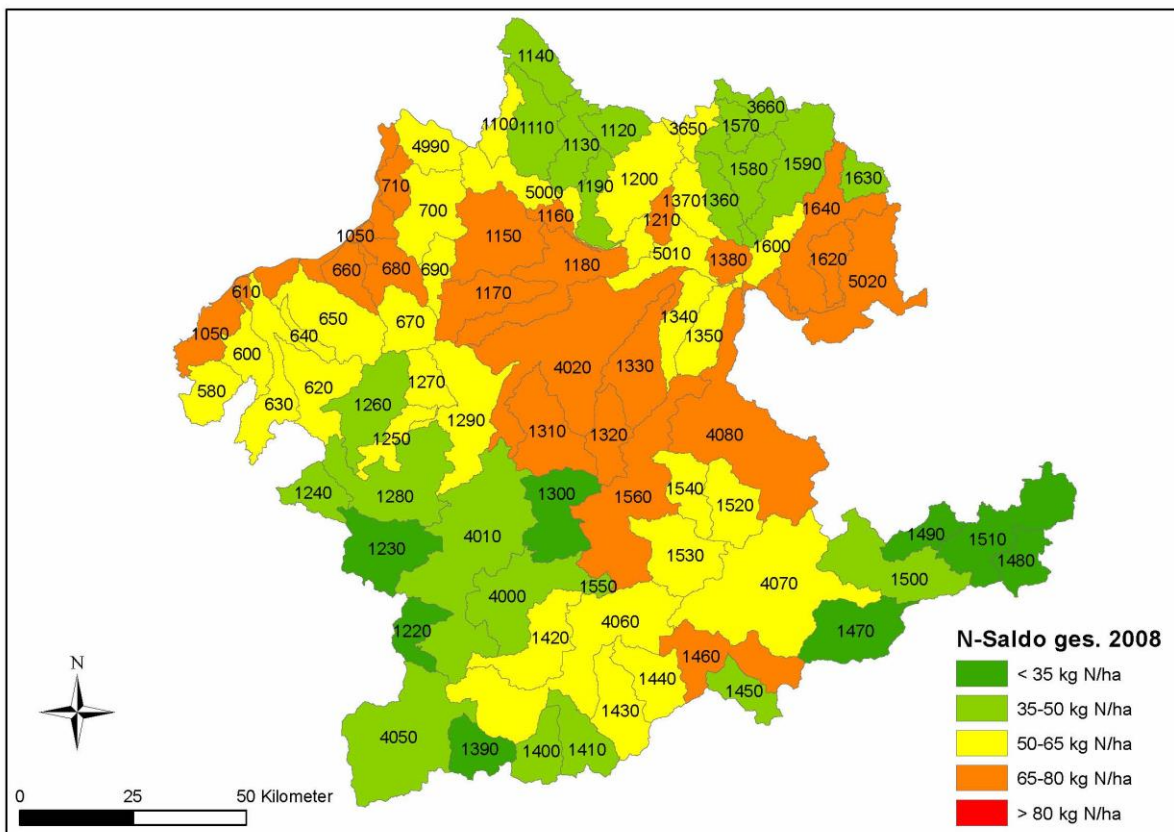


Abbildung 24: N-Überschuss pro ha LN im Jahr 2008 ohne ÖPUL Maßnahmen

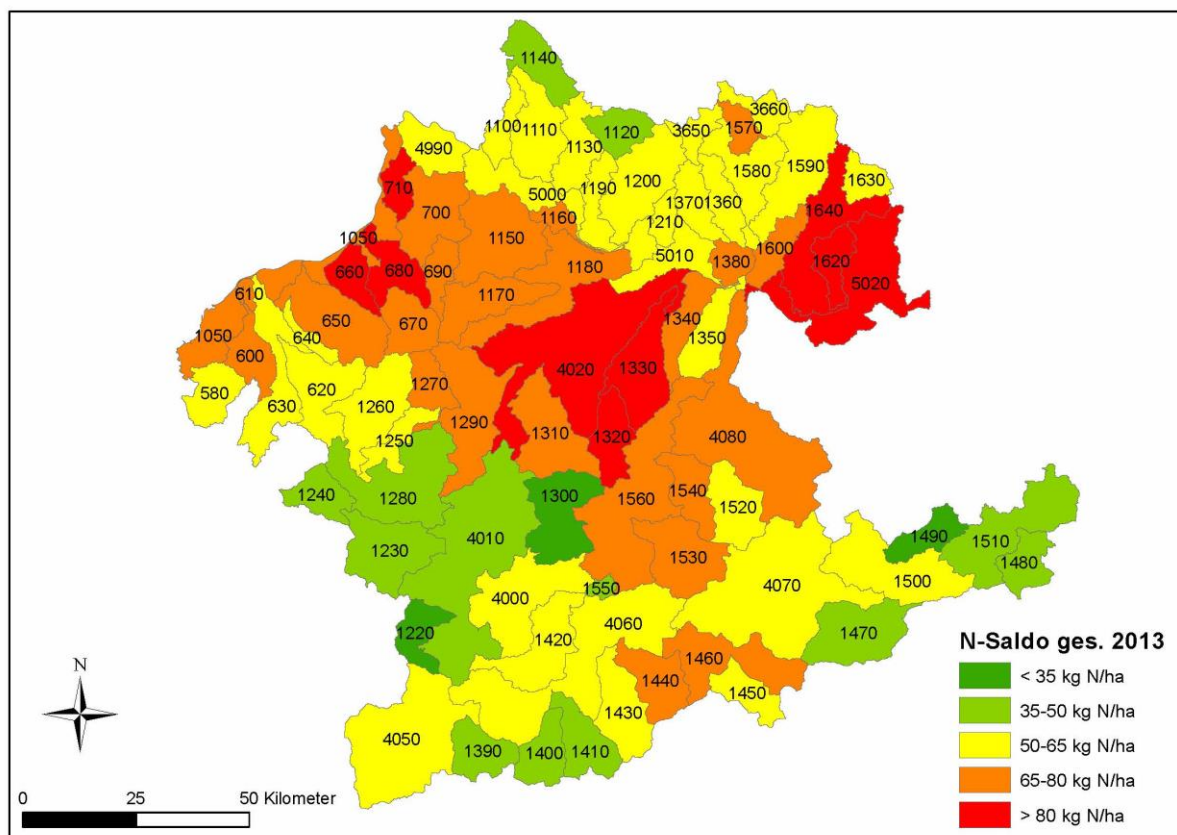


Abbildung 25: N-Überschuss pro ha LN im Jahr 2013 ohne ÖPUL Maßnahmen

In der Abbildung 26, Abbildung 27 und Abbildung 28 werden die unterschiedlich hohen Reduktionen durch die ÖPUL Maßnahmen „Begrünung von Ackerflächen“, „Biologische Wirtschaftsweise“ und „Vorbeugender Gewässerschutz“ in den einzelnen Einzugsgebieten prozentuell dargestellt.

Die Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“ wird abzüglich der Variante H auf ca. 69.000 ha im Projektgebiet umgesetzt. Wie bereits die Darstellungen zum Bodenabtrag zeigten, wirkt diese Maßnahme insbesondere in Ackerbauregionen, was in Abbildung 26 ersichtlich ist. Hier sind Reduktionen von bis zu 6% zu erkennen, wie z.B. im Gebiet der Traun-Enns-Platte (4020 – Traun, 1330 – Krems, 1340 – Ipfbach, 1350 – Kristeiner Bach). Hier reduziert sich der N-Überschuss um 3-5 kg N/ha. In Grünlandregionen kommt diese Maßnahme kaum zur Wirkung.

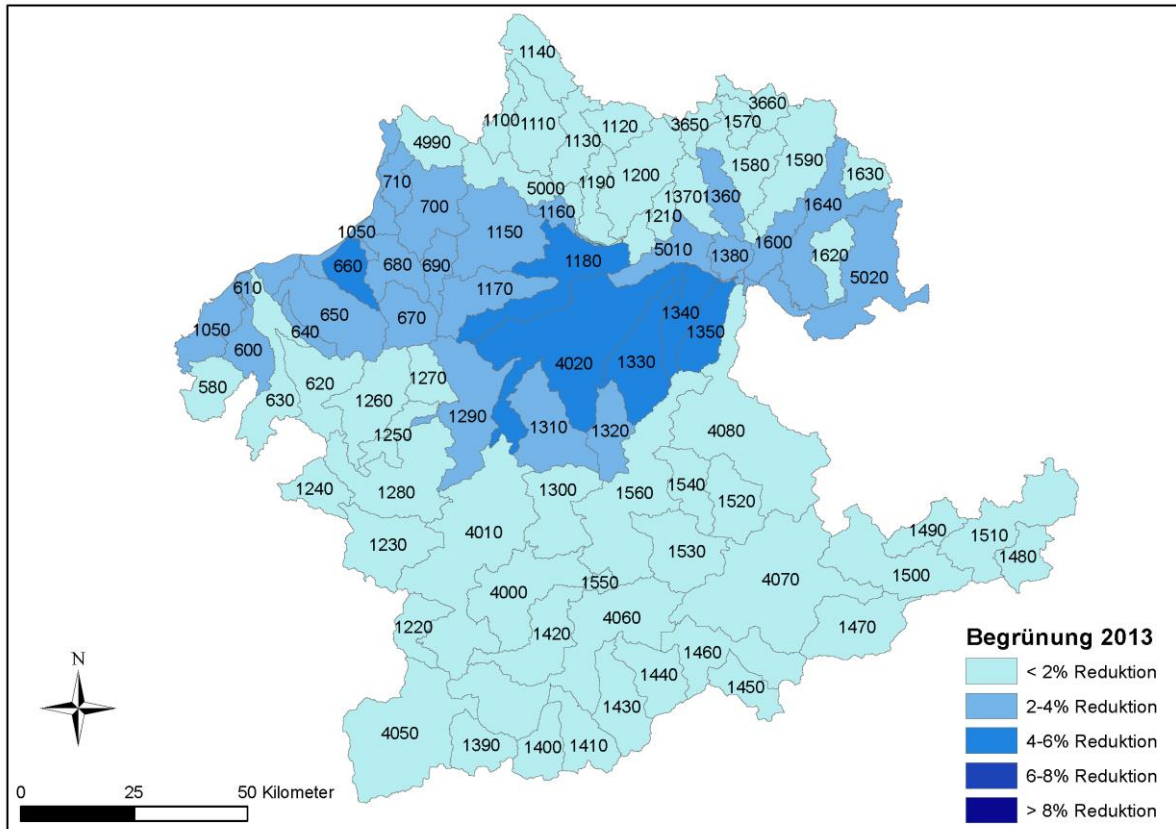


Abbildung 26: Prozentuelle Reduktion des N-Überschusses durch die ÖPUL Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“ im Jahr 2013

Die Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ wird an ca. 90.000 ha im Projektgebiet umgesetzt. Da diese Flächen Großteils im Mühlviertel zu finden sind, beschränkt sich die Wirksamkeit hauptsächlich auf diese Region. Die stärksten Reduktionen von um die 3-4% sind in den Einzugsgebieten 1140 und 1110 zu finden. Absolut gesehen ist die Reduktion des N-Überschusses jedoch gering, was ein Vergleich der Abbildung 6 und Abbildung 7 mit Abbildung 24 und Abbildung 25 zeigt, da der N-Überschuss in diesen Regionen bereits ohne ÖPUL Maßnahmen relativ gering ist. Im Durchschnitt wird in Oberösterreich durch die Biologische Wirtschaftsweise der N-Überschuss um 0,4% gesenkt.

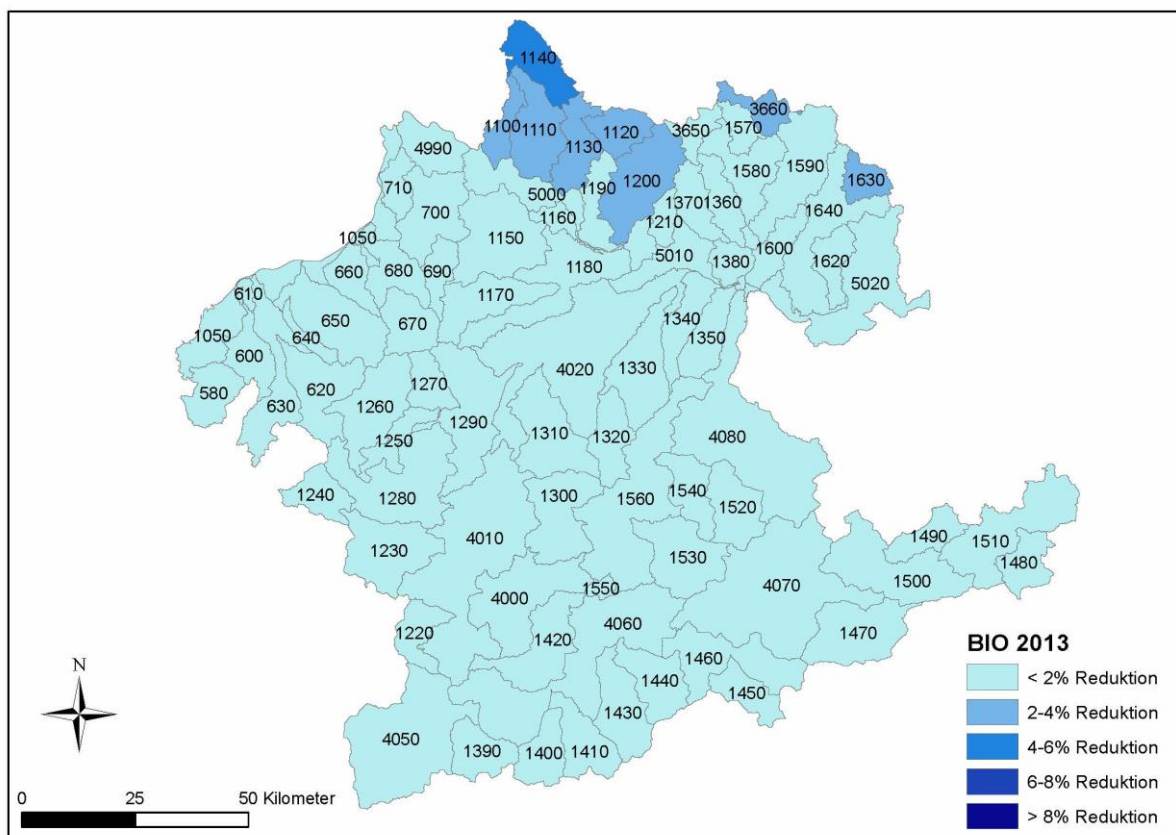


Abbildung 27: Prozentuelle Reduktion des N-Überschusses durch die ÖPUL Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ im Jahr 2013

Die Maßnahme „Vorbeugender Gewässerschutz“ wird nur in bestimmten Teilen Oberösterreichs angeboten, besonders in Regionen mit bereits belastetem Grundwasser durch Nitrat. Aus diesem Grund ist nur eine regional eingeschränkte Wirkung dieser Maßnahme in Abbildung 28 zu sehen und die im Durchschnitt erreichte Reduktion von 1% in Gesamt Oberösterreich ist sehr gering. In jenen Regionen, wo diese Maßnahme allerdings angewendet wird, werden Reduktionen von bis zu 9% (EZG 1340 – Ipfbach) erreicht. Dies betrifft einen Rückgang des Überschusses von 5 kg N/ha. In Summe nehmen ca. 68.000 ha LN im Projektgebiet an dieser Maßnahme teil.

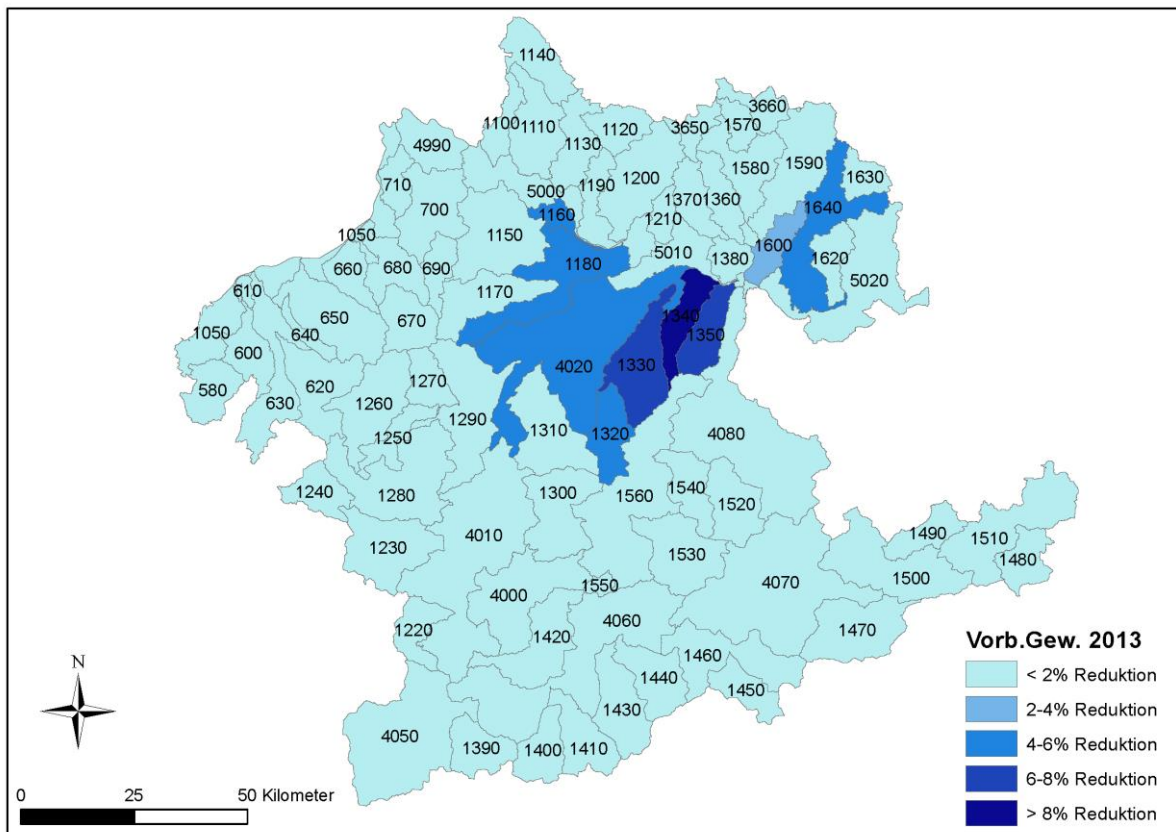


Abbildung 28: Prozentuelle Reduktion des N-Überschusses durch die ÖPUL Maßnahme „Vorbeugender Gewässerschutz“ im Jahr 2013

4.2 Bodenabtrag

Im Durchschnitt wird durch die Teilnahme an den ÖPUL Programmen eine Reduktion des Bodenabtrags um ca. 18% in Oberösterreich erreicht. Durch die Beschaffenheit der Maßnahmen und die regional unterschiedlichen Teilnahmequoten treten in den Einzugsgebieten verschieden starke Wirkungen auf. So können in den Einzugsgebieten absolute Reduktionen bis zu 2,66 t/ha LN (EZG 1320 – Krems) auftreten, das entspricht in diesem Fall 19%. In Einzugsgebieten mit generell sehr geringen Bodenabträgen (< 1,0 t/ha und Jahr) weisen bereits Verringerungen um wenige Zehntel Tonnen prozentuell gesehen eine große Wirkung auf (bis zu 56%). In Summe nimmt der Bodenabtrag im Jahr 2013 in den oberösterreichischen Einzugsgebieten durch die Umsetzung der ÖPUL Maßnahmen um 586.150 t ab. In Abbildung 29 wird jener Bodenabtrag dargestellt, der ohne die Umsetzung der ÖPUL Maßnahmen auftreten würde. Ein Vergleich mit Abbildung 8, wo der Bodenabtrag inkl. dieser Maßnahmen dargestellt wird, verdeutlicht deren Wirksamkeit besonders in den Ackerbauregionen.

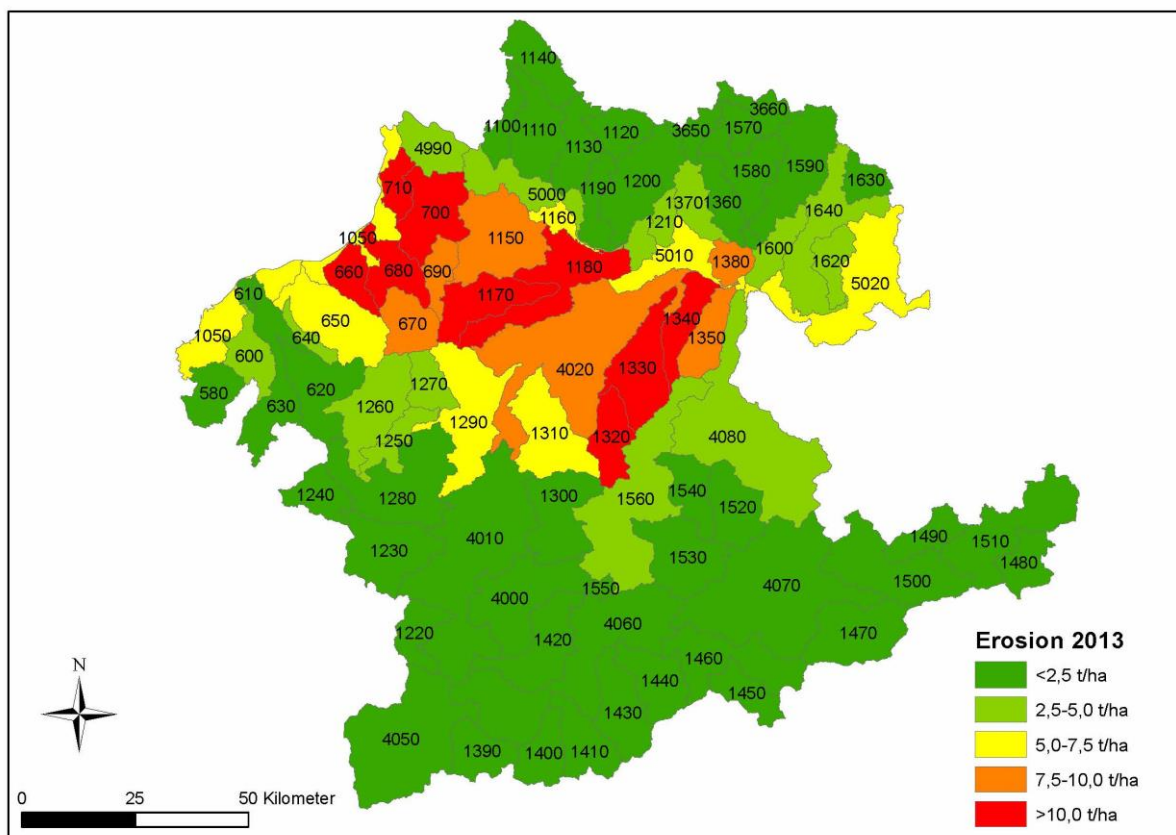


Abbildung 29: Bodenabtrag pro ha LN im Jahr 2013 ohne ÖPUL Maßnahmen

In den folgenden Abbildung 30 bis Abbildung 32 werden die unterschiedlich hohen Reduktionen durch die ÖPUL Maßnahmen „Begrünung von Ackerflächen“, „Mulch und Direktsaat“ und „Biologische Wirtschaftsweise“ in den einzelnen Einzugsgebieten prozentuell dargestellt.

Die Maßnahme „Begrünung von Ackerflächen“ wurde im Jahr 2013 auf ca. 108.000 ha im Untersuchungsgebiet angewandt, davon betreffen ca. 39.000 ha die Begrünungsvariante H, welche keine zusätzliche Wirkung auf den Bodenabtrag hat. Abzüglich der Variante H trugen somit ca. 69.000 ha begrünte Ackerflächen zum Erosionsschutz bei. Davon wurden wiederum ca. 38.000 ha im Mulch- und Direktsaat-Verfahren weiterbearbeitet.

Die stärkste Reduktion durch Begrünung und anschließendem Mulchen wird in den EZG 1350 (Kriesteiner Bach) und 1340 (Ipfbach) erreicht. In diesen sehr stark ackerbaubetonten Regionen wird der Bodenabtrag um 22-23% gesenkt, was einer Senkung um 1,8-2,1 t/ha entspricht. Auch in den umliegenden Einzugsgebieten 1330, 1320 (beide Krens), 4020 (Traun), 1380 (Gusen), 5010 (Donau) und 1180 (Innbach), sowie im nördlichen Innviertel (EZG 660 – Gurtenbach, 650 – Ach, 710 – Pram) sind Reduktionen von 15-20% gegeben. In den Grünlandregionen im Norden und Süden des Untersuchungsgebiets liegen die Reduktionen bei weniger als 5%, da diese Maßnahmen nur auf Ackerflächen angewendet werden können. Im Durchschnitt wird durch diese beiden Maßnahmen die Erosion um ca. 14% gesenkt.

Zu beachten ist, dass der Modellierung eine ordnungsgemäß ausgeführte Begrünung und anschließende Mulchsaat vorausgesetzt wird. Nur wenn zumindest 30% Bodenbedeckung nach der Saat vorhanden ist, kann eine Reduktion des Bodenabtrags veranschlagt werden. Ansonsten nimmt

die Wirksamkeit dieser Maßnahme stark ab und erreicht eine Reduktion von weit unter 7% im Durchschnitt.

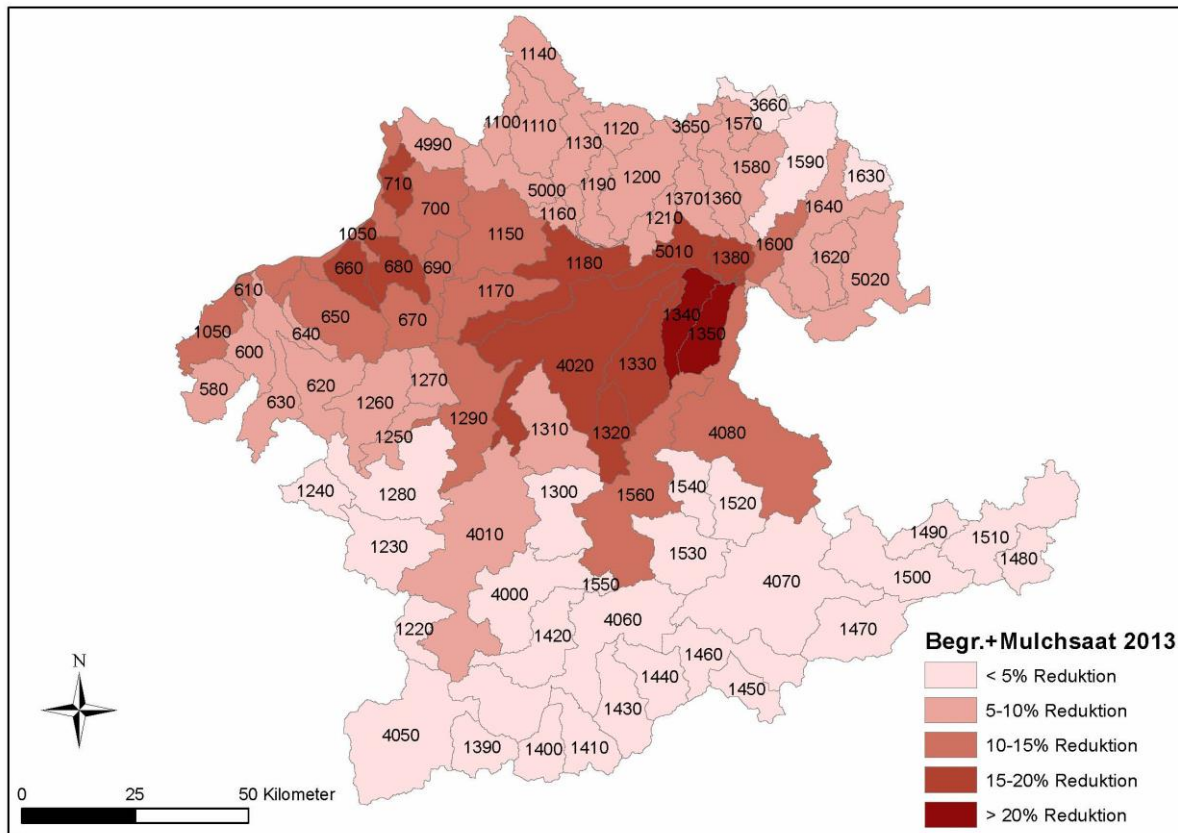


Abbildung 30: Prozentuelle Reduktion des Bodenabtrags durch die ÖPUL Maßnahmen „Begrünung von Ackerflächen“ und „Mulch- und Direktsaat“ im Jahr 2013

Im Projektgebiet wurden im Jahr 2013 ca. 90.000 ha biologisch bewirtschaftet. Die ÖPUL Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ wird am häufigsten im Mühlviertel und im Traunviertel umgesetzt. Somit werden hauptsächlich die grünlandbetonten Regionen, welche für Erosion weniger anfällig sind, biologisch bewirtschaftet. Nichts desto trotz sind auch hier prozentuell hohe Reduktionen durch die Teilnahme an dieser Maßnahme zu beobachten, insbesondere im Mühlviertel, wo der Ackerbauanteil und damit das Wirkungspotential höher ist als im Traunviertel. Hier werden zwischen 8% und 56% geringere Erosionen modelliert. Im Vergleich der Abbildung 8 und Abbildung 29 ist jedoch kein merklicher Unterschied zu erkennen, da der absolute Bodenabtrag in diesen Regionen auch ohne ÖPUL Maßnahmen bereits relativ niedrig ist. Die größten absoluten Reduktionen durch die Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ finden sich im EZG 1590 mit 0,77 t/ha. Im Durchschnitt erfolgt durch die Teilnahme an dieser Maßnahme eine Reduktion um 4%.

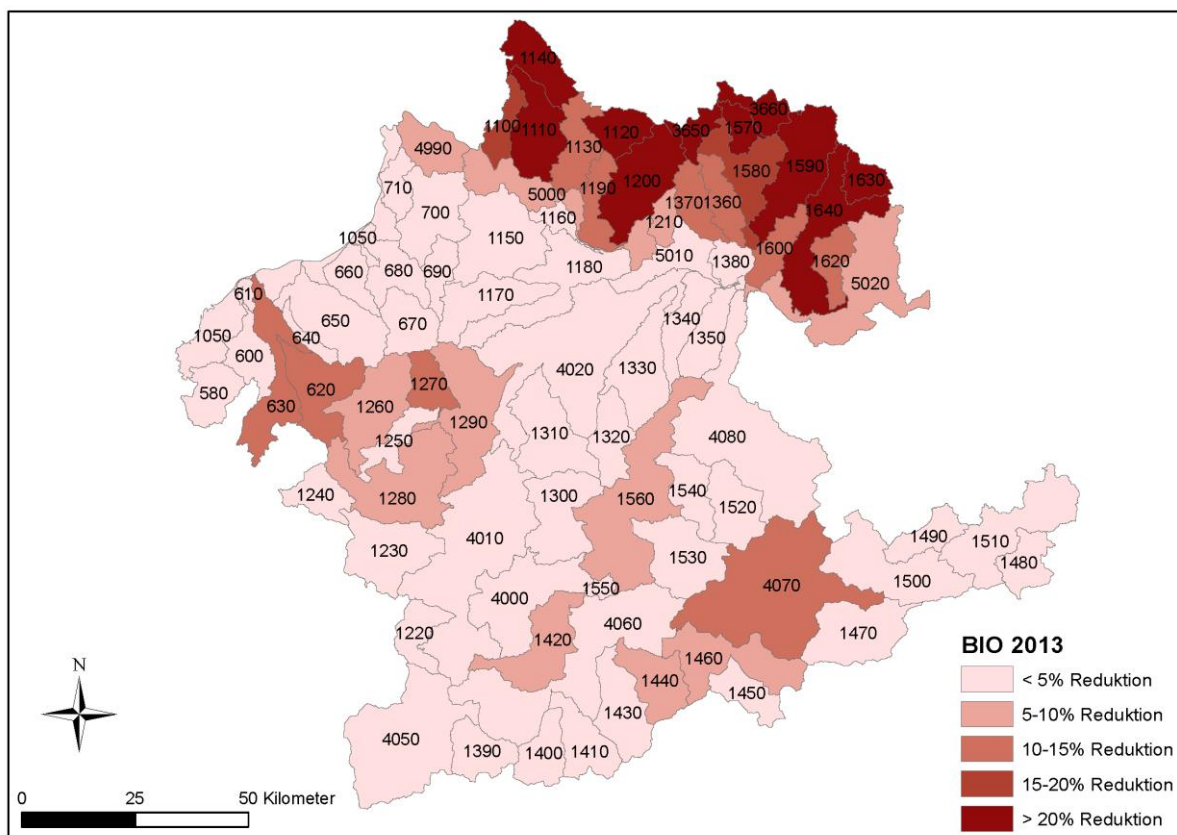


Abbildung 31: Prozentuelle Reduktion des Bodenabtrags durch die ÖPUL Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ im Jahr 2013

Die ÖPUL Maßnahmen „Erosionsschutz Obst“, „Erosionsschutz Wein“ und „Untersaat bei Mais“ stellen lokal wichtige Maßnahmen dar, in der Gesamtdarstellung der Einzugsgebiete ist die Wirkung jedoch gering. In Summe nahmen 626 ha an diesen Maßnahmen teil, wobei der Großteil einen Erosionsschutz bei Obst vornahm. An der Maßnahme „Untersaat bei Mais“ nahmen lediglich 12 ha teil. Die Teilnahme an den Maßnahmen beschränkt sich hauptsächlich auf das Mühlviertel und vereinzelt Einzugsgebiete im Inn- und Hausruckviertel. Die größten Teilnahmequoten von 0,5-1% der LN finden sich in EZG 1160 (Aschach), 1180 (Innbach), 1190 (Pesenbach), 1130 (Große Mühl) und 5010 (Donau). Demnach ist in diesen Gebieten die Wirkung der Erosionsschutzmaßnahmen mit Reduktionen bis zu 7% am größten.

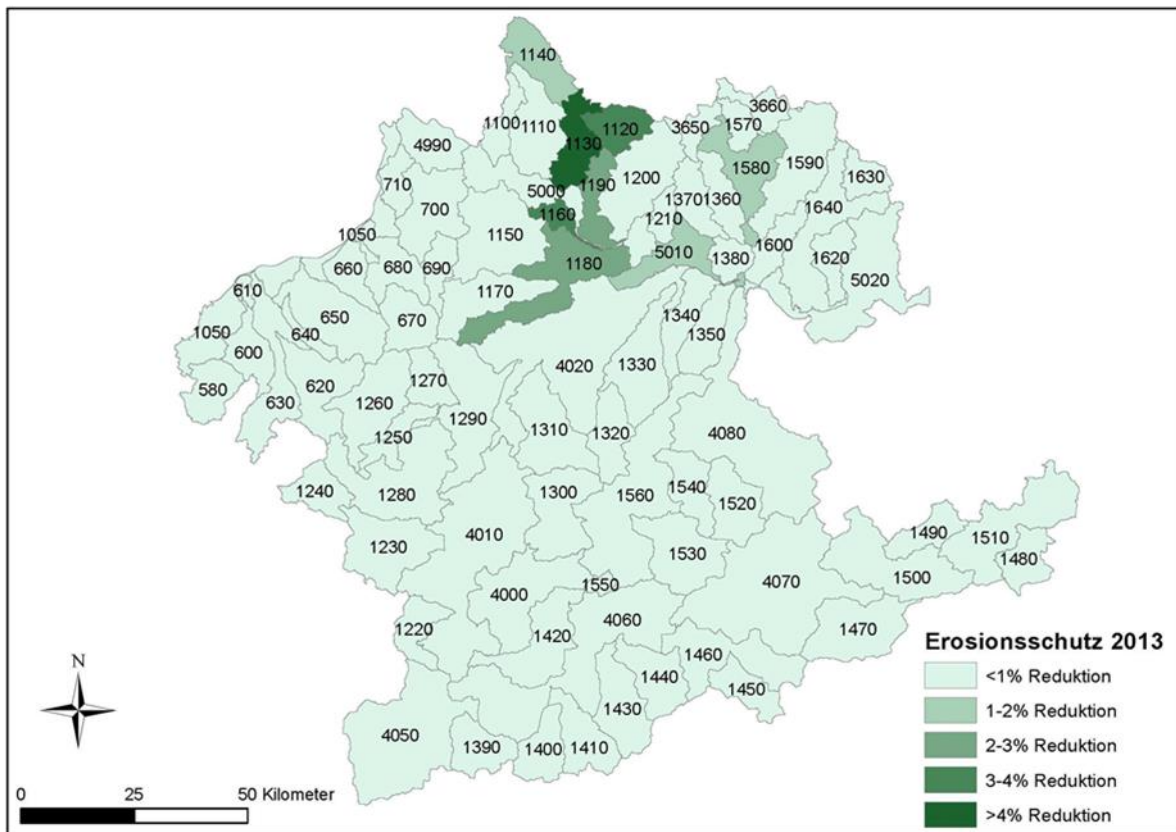


Abbildung 32 : Prozentuelle Reduktion des Bodenabtrags durch die ÖPUL Maßnahmen „Erosionsschutz Obst“, „Erosionsschutz Wein“ und „Untersaat bei Mais“ im Jahr 2013

4.3 Reduktion der Emissionsfrachten und Zielerreichung

In diesem Kapitel wird die Wirksamkeit der in ÖPUL 2007 gesetzten Maßnahmen, die sich direkt in einer Reduktion des Bodenabtrages und einer Verminderung der Stickstoffüberschüsse auswirkt, berechnet. Maßnahmen, wie intensive Beratungstätigkeiten, die durchaus ebenfalls eine Minderung bewirken können, werden an dieser Stelle nicht berechnet, da das Ausmaß ihrer Wirkung nur schwer zu quantifizieren ist (Kapitel 2.1.3).

Für Stickstoff und Phosphor wird jeweils die Wirksamkeiten der Maßnahmen von ÖPUL 2007 auf die Gesamtemissionen in den Einzugsgebieten dargestellt sowie die Auswirkungen auf die Gewässerkonzentrationen. Dabei wird zunächst die Gesamtwirksamkeit von ÖPUL 2007 dargestellt und dann zwischen verschiedenen in ÖPUL 2007 geförderten Maßnahmen unterschieden. Abschließend wird dargestellt um wieviel höher die Grenzwertauslastung in den Einzugsgebieten mit möglichem Risiko ausfallen würde, wenn ÖPUL 2007 respektive die verschiedenen, in ÖPUL 2007 geförderten Maßnahmen, nicht durchgeführt werden würden.

Eine Beschreibung der Vorgehensweise zur Berechnung Maßnahmenwirkungen findet sich in Kapitel 2.1.3, eine Beschreibung der Vorgehensweise zur Berechnung der Maßnahmenwirksamkeit von ÖPUL 2007 wird in Kapitel 2.2.4 gegeben.

4.3.1 Stickstoff

Minderung der TN Emissionen durch ÖPUL 2007

Betrachtet man die durch Maßnahmenumsetzung in ÖPUL 2007 durch „Begrünung“, „Biologische Wirtschaftsweise“ und „Gewässerschutz“ geminderten Gesamtstickstoff Emissionen in die oberösterreichischen Fließgewässer (also den Anteil der im Falle keiner Umsetzung von ÖPUL 2007 zu den tatsächlichen Emissionen dazukäme) so zeigt sich in allen betrachteten oberösterreichischen Einzugsgebieten eine Minderung von 1,4%, oder in Summe 143tN/a. In den ausgewiesenen Einzugsgebieten mit möglichem Risiko und jenen mit Risiko erhöht sich die Minderung auf 2,4%, was dadurch zu erklären ist, dass es grundsätzlich zu erhöhten Minderungen kommt, in den durch das Modell ausgewiesenen Einzugsgebieten mit möglichem Risiko und Richtwertauslastungen > 0,7 und <1,0 allerdings nur zu Erhöhungen der Wirksamkeit auf etwa 2% kommt. In den Einzugsgebieten mit Zielverfehlung insbesondere der Traun-Enns Platte lassen sich dagegen deutlich erhöhte Wirksamkeiten der ÖPUL 2007 Maßnahmen feststellen (Abbildung 33).

So führen die ÖPUL 2007 Maßnahmen im Einzugsgebiet des Ipfbaches zu einer Minderung von 9% sonst entstehender zusätzlicher TN Emissionen. Im Krusteinerbach wird die TN Emission durch die Maßnahmen um 7% gemindert. Die hohen Wirksamkeiten der Maßnahmen in den Einzugsgebieten der Traun-Enns Platte von 4-9% belegen eine gute Verortung der Maßnahmen in einer Region in der es insbesondere durch intensive Landwirtschaft zu hohen Stickstoffbelastungen der Gewässer kommt.

Dagegen weisen deutlich geringere Wirksamkeiten im Mühlviertel und auch im Innviertel darauf hin, dass noch weiteres Potential für eine verbesserte Verortung der Maßnahmen und zielgerichtete Gestaltung der Maßnahmenart in Oberösterreich besteht. Hier sei insbesondere auf die Feldaist verwiesen, in der eine Überschreitung der NO₃-N Richtwerte gemessen wird, aber eine geringe Wirksamkeit der ÖPUL 2007 Maßnahmen von nur 1,2% berechnet wird.

Die höchsten Wirksamkeiten der Maßnahmen werden in den Einzugsgebieten erzielt, in denen verschiedene Maßnahmen, wie „Begrünung“ und „Gewässerschutz“ zusammen praktiziert werden.

Zu den wirksamen Maßnahmen zur Minderung der TN Emissionen gehört die Begrünung, die insbesondere in der Traun-Enns Platte Minderungen von 2–4% bewirkt. Weitere erhöhte Minderungen werden im östlichen Mühlviertel und im südlichen Innviertel erzielt (1-2%). In den übrigen Einzugsgebieten von Oberösterreich liegen die Minderungen der TN Emissionen durch Begrünung bei 1-2%. Im Mittel werden in oberösterreichischen Einzugsgebieten Minderungen der TN Emissionen von 0,6% erzielt (Abbildung 33).

Die Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ führt im Mittel aller oberösterreichischer Einzugsgebiete zu einer Minderung von nur 0,3%. Nur in wenigen Einzugsgebieten bewirkt die Maßnahme Minderungen der TN Emissionen knapp über 1%. Dazu gehören die Kleine Mühl (ID 1110), die Große Mühl (ID 1130) und der Klammleitenbach (ID 1630), also Einzugsgebiete, in denen die Maßnahme verstärkt umgesetzt wird (Abbildung 33).

Die Maßnahme „Gewässerschutz“ ist im Wesentlichen auf die Region der Traun-Enns Platte und auf das Östliche Mühlviertel (Aist und Große Naarn) begrenzt. Maximale Minderungen der TN Emissionen finden in den Einzugsgebieten des Ipfbaches und des Innbaches statt (4-6%). Darüber

hinaus werden in den Einzugsgebieten der Traun-Enns Platte und in der Aist Minderungen von 2-4% erzielt (Abbildung 33).

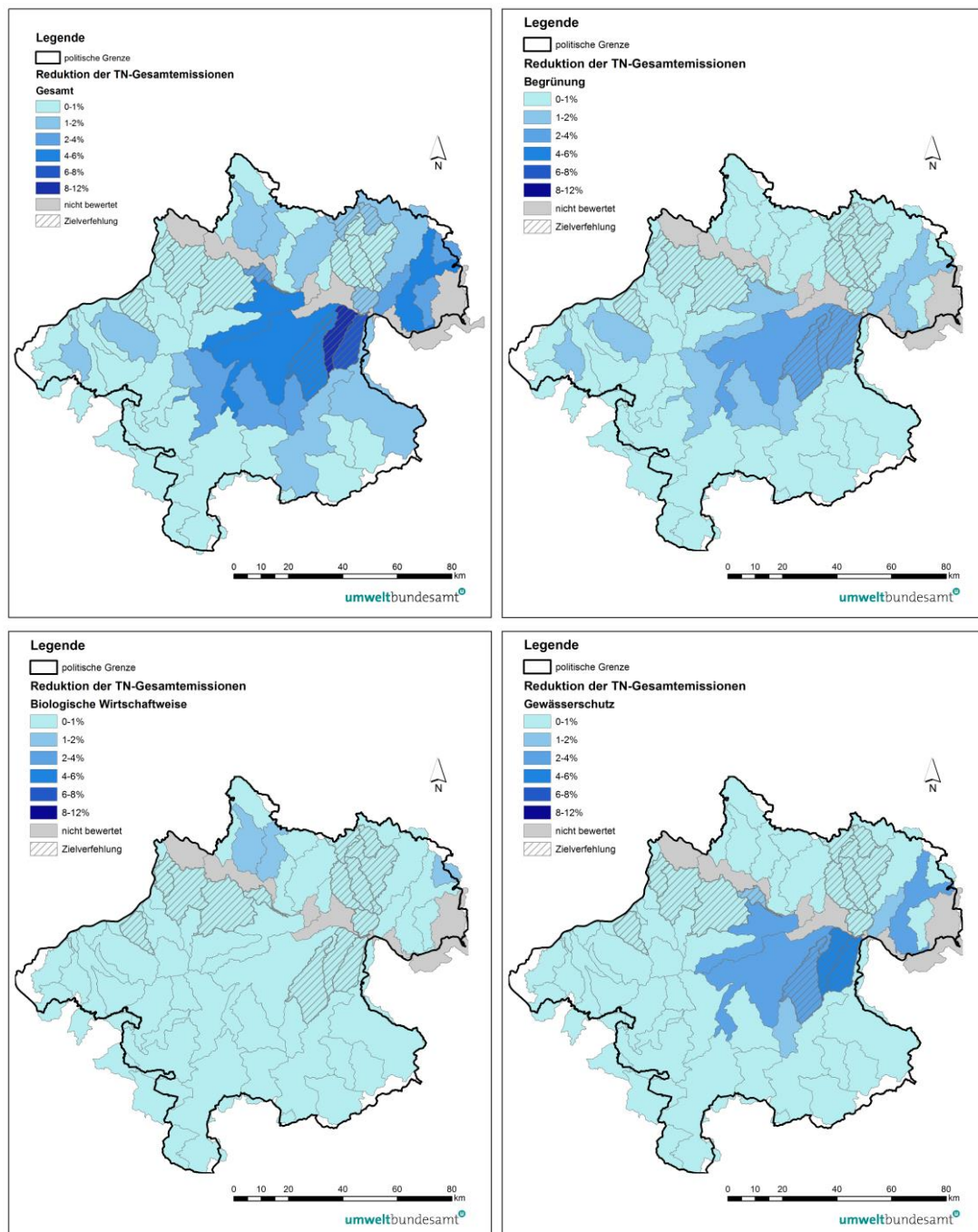


Abbildung 33: Prozentuelle Minderung der TN Emissionen in oberösterreichischen Einzugsgebieten durch ÖPUL 2007 und die Maßnahmen „Begrünung“, „Biologische Wirtschaftsweise“, und „Gewässerschutz“

Minderung der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen durch ÖPUL 2007

Die Wirksamkeit von ÖPUL 2007, die sich in der Minderung der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen in den Fließgewässern der oberösterreichischen Einzugsgebiete niederschlägt (also einem Anteil der Konzentrationen, der ohne Umsetzung von ÖPUL 2007 zusätzlich anfallen würde) ist direkt mit der Reduktion der TN Gesamtemissionen zu vergleichen. Dies liegt daran, dass die durch die ÖPUL 2007

Maßnahmen berechneten Reduktionen der Stickstoffüberschüsse in den Einzugsgebieten, sich direkt auf den Eintrag von gelöstem Nitrat-Stickstoff über die Eintragspfade der Drainagen und des Grundwassers auswirken. Aus diesem Grund werden hier ausschließlich die räumlichen Aspekte kurz in Form von Karten dargestellt. Die jeweiligen Wirksamkeiten der Maßnahmen sind aus den Beschreibungen der Minderung der Gesamtemissionen (s.o.) zu entnehmen.

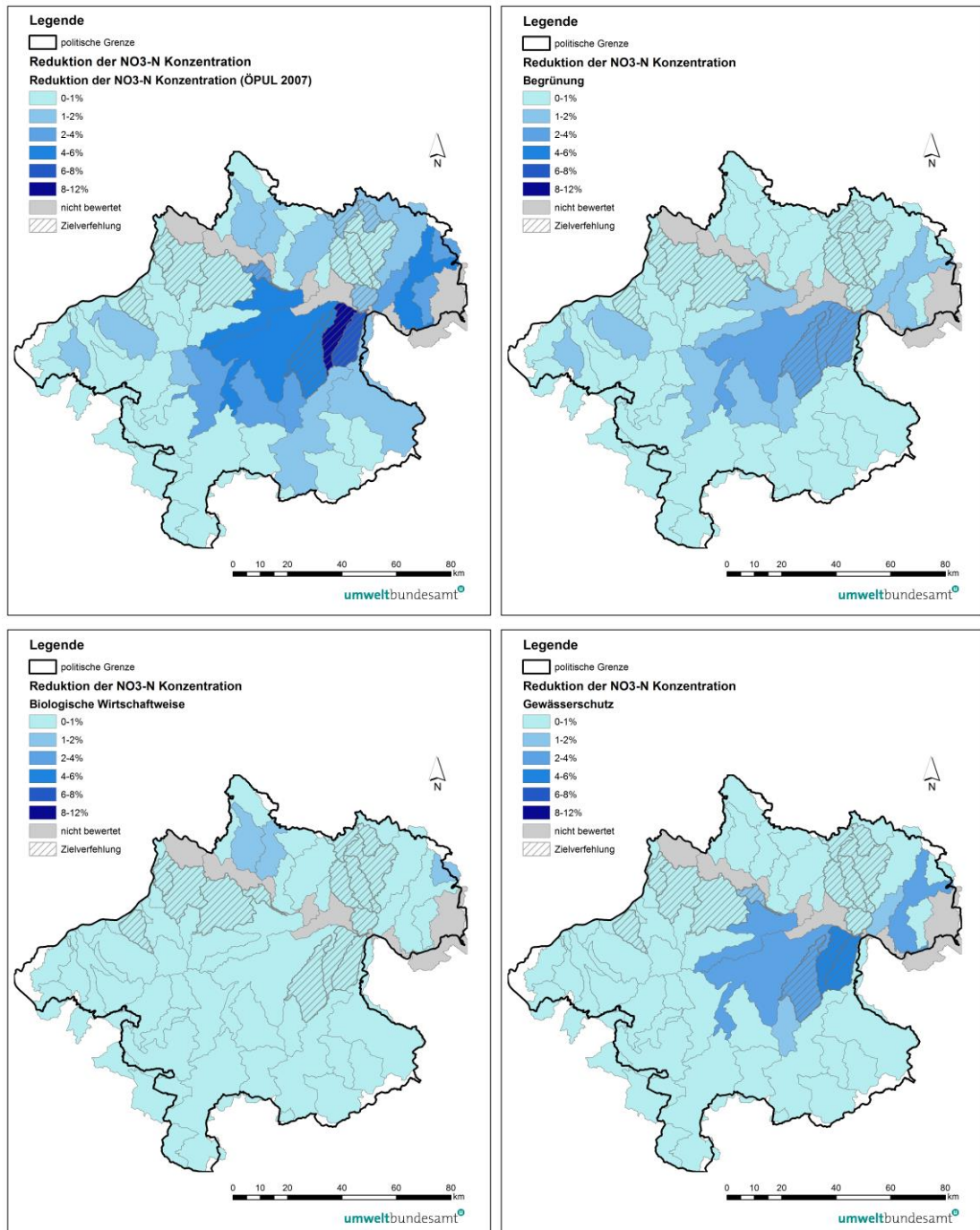


Abbildung 34: Prozentuelle Minderung der NO₃-N Konzentrationen in oberösterreichischen Fließgewässern durch ÖPUL 2007 und die Maßnahmen „Begrünung“, „Biologische Wirtschaftsweise“, und „Gewässerschutz“

Um darüber hinaus Größenordnungen der durch ÖPUL 2007 vermiedenen zusätzlichen NO₃ Konzentrationen (als c-90 Perzentile) im Kontext der Zielerreichung zu vermitteln, werden die

Einzugsgebiete mit gemessener, möglicher Zielverfehlung mit Berücksichtigung der ÖPUL 2007 Maßnahmen und ohne Berücksichtigung der ÖPUL 2007 Maßnahmen angeführt.

Es wird deutlich, dass die Vermeidung der zusätzlichen Belastungen durchaus relevante Größenordnungen bei den NO₃ Konzentrationen erzielen. Es wird ebenfalls deutlich, dass die in der Feldaist durchgeführten Maßnahmen aufgrund der besonderen Gegebenheiten dort nur eine sehr geringe Wirksamkeit entfalten.

Tabelle 8: Minderung der als c-90 Perzentile berechneten, modellierten NO₃-N Konzentrationen durch ÖPUL 2007 und Vergleich mit dem typspezifischen Richtwert in Einzugsgebieten mit gemessenen NO₃-N Richtwertverfehlungen

Einzugsgebiet	Richtwert als NO ₃ -N [mg/l]	Richtwert als NO ₃ -N [mg/l]	Modellierter NO ₃ -N Wert mit ÖPUL 2007 [mg/l]
Ipfbach (ID 130)	5,5	5,5	6,4
Kristeinerbach (ID 1350)	5,5	5,5	4,9
Feldaist (ID 1570)	4,0	4,0	4,0

4.3.2 Phosphor

Minderung der TP Emissionen durch ÖPUL 2007

Betrachtet man die durch Maßnahmenumsetzung in ÖPUL 2007 durch „Begrünung mit Mulch- und Direktsaat“, „Biologische Wirtschaftsweise“ und „Erosionsschutz“ geminderten Gesamtstickstoff Emissionen in die oberösterreichischen Fließgewässer (also den Anteil der ohne Umsetzung von ÖPUL 2007 zu den tatsächlichen Emissionen dazukäme) so zeigt sich in allen betrachteten oberösterreichischen Einzugsgebieten eine mittlere Minderung von 3,6%, oder in Summe 34tP/a.

Deutliche Minderungen der TP Emissionen in die Fließgewässer zeigen sich in Einzugsgebieten mit intensiver „Begrünung mit Mulch- und Direktsaat“, also auf der Traun-Enns Platte mit dem Kristeinerbach und Ipfbach mit Minderungen um 9% sowie im nördlichen Innviertel.

Durch intensiven „Biologischen Landbau“, der vorwiegend im Mühlviertel stattfindet, können z.B. in den Einzugsgebieten der Feldaist Minderungen der TP Emissionen von 3-5% erzielt werden. Bei Überschneidung beider Maßnahmen, wie im Kristeinerbach und Ipfbach können maximale Maßnahmenwirksamkeiten erzielt werden. Hier kommt es zu einer Minderung der Emissionen von 10% bzw. 11%.

Die Maßnahme „Erosionsschutz“ hat in Oberösterreich dagegen vorwiegend lokale Bedeutung. Hier kommt es auf Ebene von Flusseinzugsgebieten nur zu Minderungen von maximal etwas über 1% (Abbildung 35).

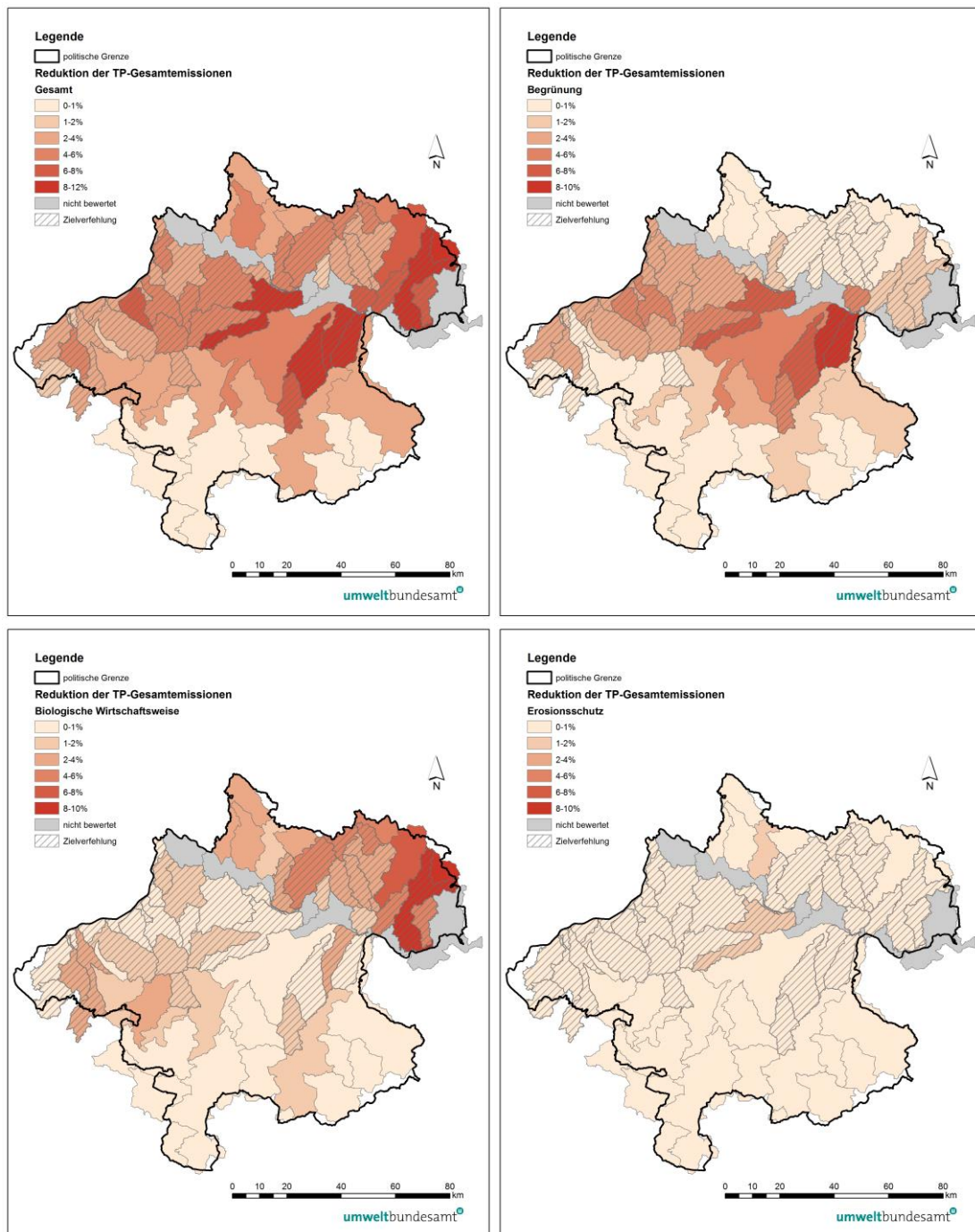


Abbildung 35: Prozentuelle Minderung der TP Gesamtemissionen in oberösterreichischen Einzugsgebieten durch ÖPUL 2007 und die Maßnahmen „Begrünung mit Mulch- und Direktsaat“, „Biologische Wirtschaftsweise“, und „Erosionsschutz“

Minderung der $PO_4\text{-P}$ Konzentrationen durch ÖPUL 2007

Die Minderung der $PO_4\text{-P}$ Konzentrationen fällt in ihrer räumlichen Verteilung genauso aus, wie die Minderung der TP Emissionen, nur dass sie insgesamt eine etwas geringere Wirksamkeit entwickelt. Das liegt darin begründet, dass die durch eine Minderung des Bodenabtrages verringerten Emissionen in die Fließgewässer zu einem Teil als partikulärer Phosphor erfolgt, wovon zwar die

Gesamtposphor Konzentrationen zu 100% betroffen sind, die Konzentrationen des gelösten Phosphors, hier als $\text{PO}_4\text{-P}$ jedoch nur teilweise.

Insgesamt bewirken die Maßnahmen in ÖPUL 2007 im Mittel eine Minderung der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen in den oberösterreichischen Einzugsgebieten um fast 3%. Betrachtet man ausschließlich die Einzugsgebiete mit möglichen oder sicheren Zielverfehlungen, so erhöht sich die Minderung im Mittel auf 5%.

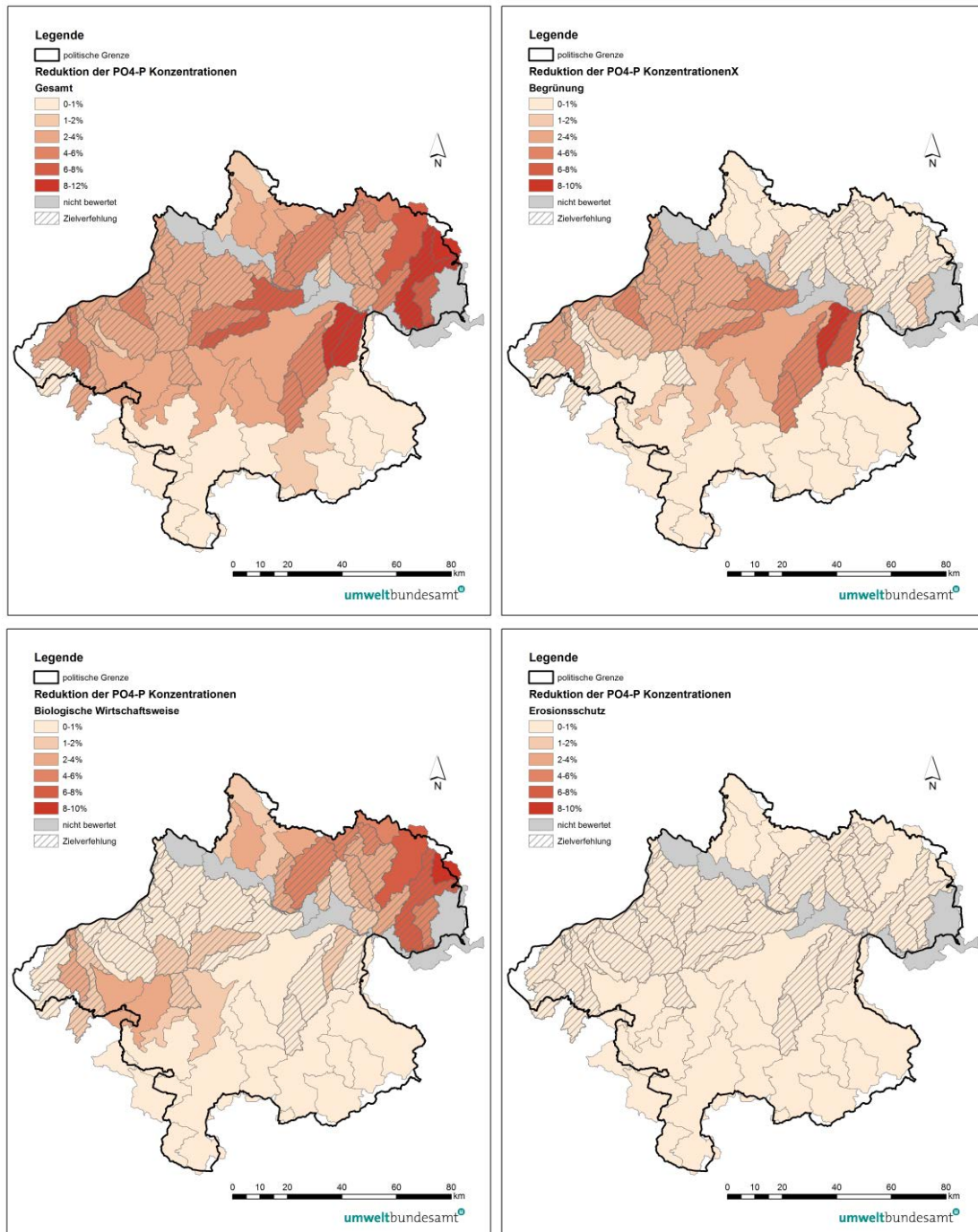


Abbildung 36: Prozentuelle Minderung der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen in oberösterreichischen Fließgewässern durch ÖPUL 2007 und die Maßnahmen „Begrünung mit Mulch- und Direktsaat“, „Biologische Wirtschaftsweise“, und „Erosionsschutz“

Während die Maßnahme „Begrünung mit Mulch- und Direktsaat“ auf der Traun-Enns Platte und im Innviertel zu deutlichen Minderungen führt, wird die Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ insbesondere im Mühlviertel und im südlichen Innviertel wirksam.

Bei einer Kombination beider Maßnahmen werden maximale Wirksamkeiten von fast 10% (Ipfbach und Krusteinerbach) erzielt.

Die Wirksamkeit der Maßnahme „Erosionsschutz“ liegt bei <1%.

Um darüber hinaus Größenordnungen der durch ÖPUL 2007 vermiedenen zusätzlichen PO₄ Konzentrationen (als c-90 Perzentile) im Kontext der Zielerreichung zu vermitteln, werden exemplarisch ausgesuchte Einzugsgebiete mit gemessener Richtwertverfehlung mit Berücksichtigung der ÖPUL 2007 Maßnahmen und ohne Berücksichtigung der ÖPUL 2007 Maßnahmen angeführt.

Es wird deutlich, dass die Vermeidung der zusätzlichen Belastungen mit Werten um etwa 10 µg/l durchaus relevante Größenordnungen bei den PO₄ Konzentrationen erzielen, insbesondere, wenn man vergegenwärtigt, dass der Richtwert bei 50 µg/l liegt. Nichtsdestotrotz sind die Überschreitungen in den angeführten Beispielen, mit Ausnahme der Großen Naarn, natürlich noch immer sehr deutlich.

Im Mittel werden in den Einzugsgebieten mit möglichen Richtwertüberschreitungen (Tabelle 4) durch die Umsetzung von Maßnahmen in ÖPUL 2007 Konzentrationen von 5µg/l PO₄-P vermieden.

Tabelle 9: Minderung der als c-90 Perzentile berechneten, modellierten PO₄-P Konzentrationen durch ÖPUL 2007 und Vergleich mit dem typspezifischen Richtwert in Einzugsgebieten mit gemessenen PO₄-P Richtwertverfehlungen

Einzugsgebiet	Richtwert PO₄-P [mg/l]	Modellierter PO₄-P Wert mit ÖPUL 2007 [mg/l]	Modellierter PO₄-P Wert ohne ÖPUL 2007 [mg/l]
Ipfbach (ID 130)	0,05	0,114	0,126
Krusteinerbach (ID 1350)	0,05	0,147	0,161
Große Naarn (ID 1640)	0,05	0,050	0,058

4.4 Reduktion des erosiven Phosphoreintrags

Die mit Hilfe von PhosFate modellierten Reduktionsraten des erosiven Phosphoreintrags infolge der Begrünungsmaßnahmen sowie der Mulch- und Direktsaat von ÖPUL 2007 sind für die drei Testeinzugsgebiete in Tabelle 10 dargestellt. Während die Reduktionsrate in den Einzugsgebieten der Pram und Gusen jeweils 15 bis 20% beträgt, ist sie im Einzugsgebiet der Krems mit 20 bis 25% höher. Dies kann auf den höheren Anteil an Ackerlandfeldstücken, auf denen in der betrachteten ÖPUL-Periode zumindest in einem der Jahre eine der beiden Maßnahmen umgesetzt wurde, zurückgeführt werden. Den modellierten Reduktionsraten liegt allerdings die Annahme einer guten Wirksamkeit der Mulch- und Direktsaat zugrunde, d.h. die Raten sind nur unter der Annahme gültig, dass die Mulch- und Direktsaat mit einer entsprechend hohen Bodenbedeckung ausgeführt wurde.

Tabelle 10: Reduktionsraten des erosiven Phosphoreintrags infolge der Begrünungsmaßnahmen sowie der Mulch- und Direktsaat von ÖPUL 2007 für die drei PhosFate-Testeinzugsgebiete

	Erosiver Phosphoreintrag ohne ÖPUL 2007 in t/a	Erosiver Phosphoreintrag mit ÖPUL 2007 in t/a	Reduktion in %	Ackerland- feldstücke mit zumindest einer der beiden Maßnahme in einem der Jahre in %
Pram	23,4	19,0	18,8	70,4
Gusen	19,0	15,6	17,9	68,7
Krems	13,0	9,9	23,8	79,9

5 Systemanalyse in Einzugsgebieten mit Richtwertverfehlung

5.1 Entwicklung in Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft

In Tabelle 11 und Tabelle 12 werden jene EZG dargestellt, wo ein (mögliches) Risiko einer Richtwertverfehlung bei $\text{NO}_3\text{-N}$ bzw. $\text{PO}_4\text{-P}$ besteht. Dieses mögliche Risiko leitet sich, wie bereits erwähnt, aus den Unsicherheiten der Modellergebnisse und den möglichen Schwankungen bei den gemessenen Konzentrationen ab und wird mit 30% veranschlagt. Das bedeutet, dass Einzugsgebiete mit einer Richtwertauslastung von $>0,7$ (modelliert oder gemessen) einem möglichen Risiko unterliegen.

Tabelle 11: Auflistung aller EZG mit möglichen bzw. sicherem Risiko einer Richtwertverfehlung bei $\text{NO}_3\text{-N}$ *
Richtwert für Zustandsgrenze gut/mäßig gemäß Bioregionszuordnung

EZG_Name	EZG	$\text{NO}_3\text{-N}$ Richtwert*	$\text{NO}_3\text{-N}$ calculated to standard	$\text{NO}_3\text{-N}$ measured to standard
Gurtenbach	660	5,5	0,95	
Pram	700	5,5	0,70	0,83
Pram	710	5,5	0,72	0,81
Aschach + Dürre Aschach	1150	5,5	0,88	0,80
Aschach	1160	5,5	0,77	0,83
Krems	1320	5,5	0,63	0,58
Krems	1330	5,5	0,83	0,87
Ipfbach	1340	5,5	1,16	1,31
Kristeinerbach	1350	5,5	0,89	1,24
Kleine Gusen	1360	5,5	0,72	0,95
Große Gusen	1370	5,5	0,72	0,95
Gusen	1380	5,5	0,71	0,91
Feldaist	1570	4	0,77	1,03
Feldaist	1580	5,5	0,62	0,85
Kartenbach	3650	4	0,98	

Betreffend der Richtwertverfehlung bei $\text{NO}_3\text{-N}$ werden zwei EZG ausgewiesen (Ipfbach und Kristeinerbach). Weitere zwölf Einzugsgebiete weisen das mögliche Risiko einer Richtwertverfehlung auf. Im EZG 1320 (Krems) selbst wird kein Risiko ausgewiesen, dieses ist jedoch relevant, da sich dessen Unterlieger (1330) in einem wahrscheinlichen Risiko befindet. Zusammenfassend sind die Regionen Mühlviertler Kernland mit den Gewässern Gusen, Feldaist und Kartenbach betroffen, die südliche Mühlviertler Randlage mit Aschach und Dürre Aschach sowie der östliche Teil der Traun-Enns-Platte mit Krems und Ipfbach sowie dem Kristeinerbach. Im Innviertel weisen der Gurtenbach und Pram ein mögliches Risiko aus. Im Kristeinerbach (EZG 1350) waren in den Messergebnissen von 2001 - 2006 deutliche Überschreitungen vorhanden, seitdem werden jedoch keine Messungen mehr durchgeführt.

Tabelle 12: Auflistung aller EZG mit möglichen bzw. sicherem Risiko einer Richtwertverfehlung bei PO₄-P
Richtwert für Zustandsgrenze gut/mäßig gemäß Bioregionszuordnung

EZG_Name	EZG	PO ₄ -P Richtwert*	PO ₄ -P calculated to standard	PO ₄ -P measured to standard
Moosb./Mühlheimerache	580	0,05	0,87	
Enknach	600	0,05	1,76	
Enknach	610	0,05	1,21	
Mattig	630	0,05	0,80	0,80
Mühlheimer Ache	650	0,05	1,95	1,22
Gurtenbach	660	0,05	2,82	
Antiesen	670	0,05	2,68	4,00
Antiesen	680	0,05	2,76	3,60
Pram	690	0,05	3,05	4,82
Pram	700	0,05	2,68	3,00
Pram	710	0,05	2,73	2,82
Dürre Aschach und Aschach	1150	0,05	2,70	2,60
Aschach	1160	0,05	2,44	2,60
Trattnach	1170	0,05	3,08	2,60
Innbach	1180	0,05	3,49	3,22
Pesenbach	1190	0,05	0,70	1,00
Große Rodl	1200	0,05	1,05	1,14
Diesenleitenbach	1210	0,05	1,54	
Vökla	1270	0,05	0,83	
Krems	1320	0,05	2,13	1,48
Krems	1330	0,05	2,56	1,52
Ipfbach	1340	0,05	2,27	1,28
Kristeinerbach	1350	0,05	2,95	
Kleine Gusen	1360	0,10	1,23	1,40
Große Gusen	1370	0,10	1,36	1,50
Gusen	1380	0,05	2,53	3,20
Feldaist	1570	0,08	0,66	0,79
Feldaist	1580	0,10	1,10	1,07
Aist	1600	0,05	1,44	1,24
Klambach	1620	0,05	1,28	
Große Naarn	1640	0,05	1,01	
Kartenbach	3650	0,08	0,82	

Regional betrachtet sind betreffend der Richtwertverfehlung bei PO₄-P weite Teile des Innviertels und des (östlichen) Mühlviertels betroffen, sowie der östliche Teil der Traun-Enns-Platte. Die stärksten Richtwertverfehlungen sind im Innviertel zu finden, dies betrifft im Detail die Einzugsgebiete der Antiesen (670, 680), Pram (690, 700, 710), Innbach (1180), Trattnach (1170) und Gurtenbach (660). Der Kristeinerbach (1350) am östlichen Rand der Traun-Enns-Platte ist ebenfalls stark betroffen.

Beim Kartenbach (3650), der Vökla (1270) und dem Moosbach/Mühlheimerache (580) liegt das Risiko einer Richtwertverfehlung bei über 0,7 weshalb hier nur ein mögliches Risiko vorliegt.

5.1.1 Ursachen der Richtwertverfehlung bei $\text{NO}_3\text{-N}$

Zur Ermittlung der möglichen Ursachen für die Richtwertverfehlung wurden für die betroffenen Einzugsgebiete entsprechend ihrer Eintragspfade in Fließgewässer ausgewertet (Zessner et al. 2011) und in Kategorien zusammengefasst. Als Eintragspfade ausgewiesen werden Deposition, Oberflächenabfluss, Schneeschmelze, Erosion von landwirtschaftlichen Flächen, Erosion von Wald und offenen Flächen, Drainagen, Grundwasser, sowie urbane Einträge über Kläranlagen.

Die Auswertung der Eintragspfade zeigt, dass in allen Risikogebieten der Stickstoff zu über 50% aus dem Eintragspfad Grundwasser stammt. In den Einzugsgebieten Feldaist (1570) und Kartenbach (3650) spielen Drainagen noch zusätzlich eine größere Rolle, sowie bei Feldaist (1580) und Kleine Gusen (1360).

Eintragspfad Grundwasser und Drainagen

Wie in Abbildung 37 dargestellt, sind bezogen auf die EZG-Fläche höhere N-Salden im Innviertel sowie im Bereich der Traun-Enns-Platte und vereinzelt im (östlichen) Mühlviertel anzutreffen. In einigen Gebieten davon verursachen diese Überschüsse über den Grundwasserpfad hohe Konzentrationen in den Fließgewässern. Dies betrifft vor allem den östlichen Teil der Traun-Enns-Platte und das (nördliche) Innviertel.

Im Mühlviertel sind regional betrachtet die N-Salden niedriger als im Zentralraum. Trotzdem werden erhöhte N-Konzentrationen in den Fließgewässern beobachtet. In weiten Teilen des Mühlviertels sind Drainagen vorhanden, welche entsprechend der Modellrechnungen auch einen wichtigen Eintragspfad darstellen. Somit verursachen in stark drainagierten Gebieten bereits N-Salden im Bereich von maximal 30-40 kg N/ha EZG eine wahrscheinliche Richtwertverfehlung im Fließgewässer.

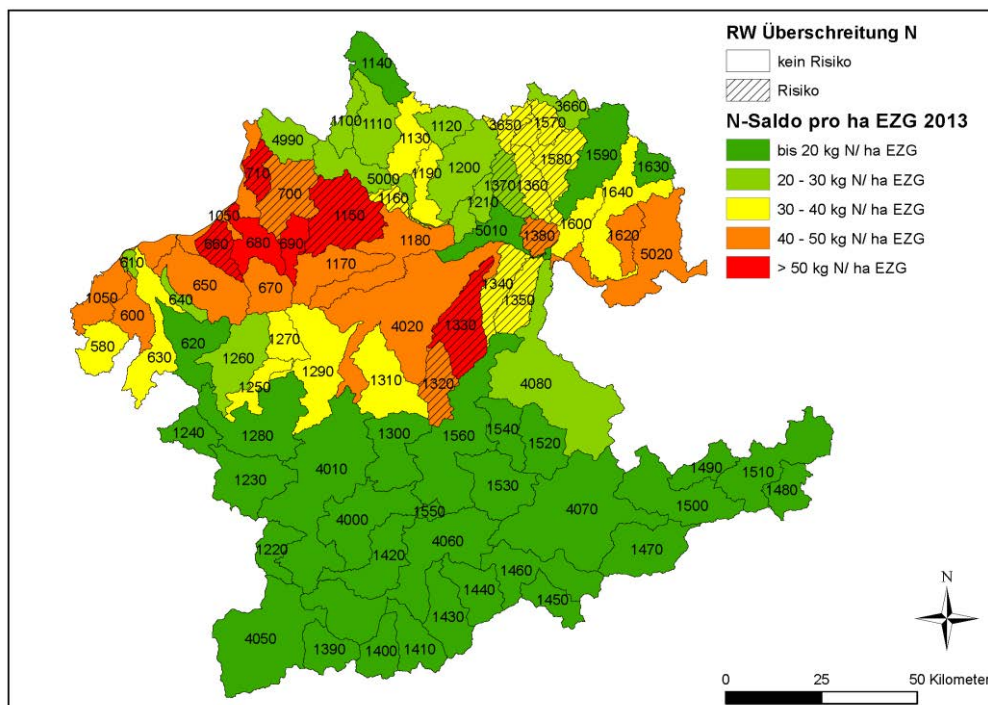


Abbildung 37: Modellierter N-Saldo bezogen auf die gesamte EZG-Fläche im Jahr 2013 im Vergleich zu Gebieten mit Richtwertverfehlung bei Nitrat

Eintragspfad Kläranlagen

Neben den vorrangig betrachteten Einträgen aus der Landwirtschaft tragen ebenfalls Punktquelleneinträge aus Kläranlagen zur Belastung der Gewässer und eine mögliche Zielverfehlung bei.

In Bezug auf Stickstoff kommt es in den ausgewiesenen Einzugsgebieten mit möglichem Risiko der Zielverfehlung lediglich in zwei Einzugsgebieten zu einem erhöhten Anteil der Emissionen aus Kläranlagen. Dabei liegt der Anteil der TN Emissionen aus Kläranlagen an den Gesamtemissionen in der Aschach (ID 1160) bei 24% und in der Großen Gusen (ID 1370) bei 16%. Ein Vergleich mit dem Modellierungszeitraum 2001 – 2006 zeigt, dass es in der Aschach bereits zu einer deutlichen Verringerung der Emissionen aus Kläranlagen von 25 t/a auf 19 t/a gekommen ist, wohingegen die Emissionen in der Großen Gusen recht konstant bei 19 bis 20 t/a liegen.

Die erhöhten Frachten aus Kläranlagen im Einzugsgebiet der Aschach ist mit der Einleitung aus der Kläranlage der Agrana Stärke GmbH zu erklären. In die Große Gusen leiten die Kläranlagen Reichenau im Mühlkreis und Gallneukirchener Becken ein. Die Kläranlagen haben eine gemeinsame Größe von > 9.000 EW und weisen laut EMREG-OW für den betrachteten Zeitraum eine mittlere Stickstofffracht von 19 t/a aus.

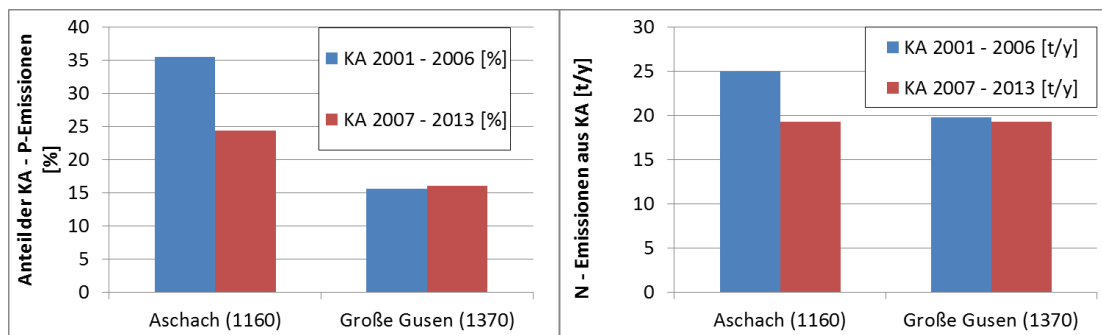


Abbildung 38: Vergleich der Anteile der TN Emissionen aus Kläranlagen [%] und der [t/y] in den EZG der Aschach und der Gusen im Modellzeitraum 2001 – 2006 und 2007 – 2013

5.1.2 Ursachen der Richtwertverfehlung bei PO₄-P

Zur Ermittlung der möglichen Ursachen für die Richtwertverfehlung wurden für die betroffenen Einzugsgebiete entsprechend ihrer Eintragspfade in Fließgewässer ausgewertet (Zessner et al. 2011) und in Kategorien zusammengefasst (siehe Abbildung 39). Als Eintragspfade ausgewiesen werden Deposition, Oberflächenabfluss, Schneeschmelze, Erosion von landwirtschaftlichen Flächen, Erosion von Wald und offenen Flächen, Drainagen, Grundwasser, Urbane Flächen und Punktquellen.

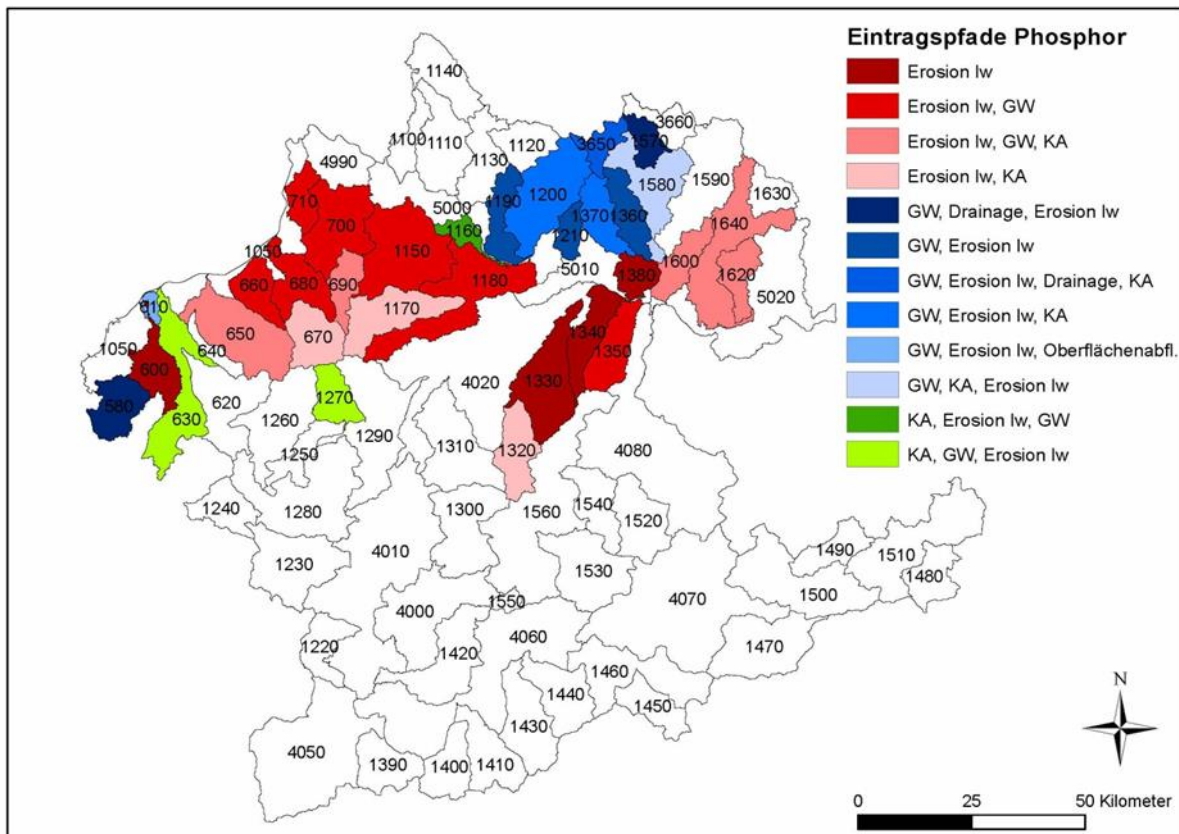


Abbildung 39: Einteilung der EZG mit Richtwertverfehlung bei $\text{PO}_4\text{-P}$ in Klassen entsprechend der Haupteintragspfade. Erosion lw = Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen, GW = Grundwasser, KA = Kläranlagen

Der Eintragspfad Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen spielt in den meisten Einzugsgebieten eine wichtige Rolle (Anteil >50%), insbesondere im Innviertel mit Pram (690-710), Antiesen (670, 680) und Gurtenbach (660), sowie Trattnach (1170) und Innbach (1180). Auch im Osten der Traun-Enns Platte wird als Haupteintragspfad die Erosion landwirtschaftlicher Flächen ausgewiesen mit Krems (1320, 1330), Ipfbach (1340) und Krusteinerbach (1350). Zusätzlich zur Erosion sind die Einträge aus dem Grundwasser bei der Pram (710) und bei der Mühlheimer Ache (650) relativ hoch (Anteil >25%). Desweiteren spielt der Eintrag von Kläranlagen zusätzlich zur Erosion in den Gebieten Antiesen (670) und Trattnach (1170) eine wichtige Rolle (Anteil >25%).

Im östlichen Mühlviertel mit den Einzugsgebieten Aist (1600), Klambach (1620) und Große Naarn (1640) stammt ebenfalls ein Großteil des Phosphors aus der Erosion landwirtschaftlicher Flächen, jedoch bei Weitem unter den Werten im Innviertel und der Traun-Enns-Platte (Anteil zwischen 25 und 50%). Außerdem sind Grundwasser (25-50%) und zu einem geringeren Teil die Kläranlagen (10-25%) ein weiterer Eintragspfad im östlichen Mühlviertel.

Im westlichen Innviertel mit den Einzugsgebieten Moosbach/Mühlheimer Ache (580) und Enknach (610) sowie im Mühlviertel mit den Einzugsgebieten Große Rodl (1200), Kleine und Große Gusen (1360, 1370), Diesenleitenbach (1210), Feldaist (1570, 1580), Pesenbach (1190) und Kartenbach (3650) spielt der Eintragspfad Grundwasser eine übergeordnete Rolle beim Phosphoreintrag (Anteil von 25 bis 50%).

Als Besonderheit gilt bei den Einzugsgebieten Diesenleitenbach (1210) und Enknach (610), dass auch die urbanen Einträge einen durchaus wichtigen Beitrag zum Phosphoreintrag leisten, wobei auf diese im Weiteren nicht näher eingegangen wird.

Kläranlagen sind in den Einzugsgebieten Aschach (1160), Vöckla (1270) und Mattig (630) als Haupteintragspfad ausgewiesen (Anteil >25%), gefolgt von Grundwasser und Erosion.

Eintragspfad Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen

Der Vergleich mit den modellierten Bodenabträgen zeigt, dass im Innviertel, auf der östlichen Traun-Enns-Platte und dem nördlichen Hausruckviertel der Eintragspfad Erosion gut abgebildet werden kann (Abbildung 40). All jene Gebiete, wo mehr als 3 t/ha EZG im Jahr abgetragen werden, sind von einer Richtwertverfehlung betroffen (Ausnahme EZG 4020 = Traun). Deren Haupteintragspfad „Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen“ wird somit gut abgebildet. Im EZG Enknach (600) und im östlichen Mühlviertel mit den Gebieten Aist (1600), Große Naarn (1640) und Klambach (1620) werden jedoch keine nennenswerten Erosionen aus den landwirtschaftlichen Flächen berechnet, obwohl auch deren stärkster Eintragspfad die Erosion darstellt. Die Erklärung dafür gründet darauf, dass in diesen Gebieten insgesamt eher geringe Gesamteinträge gemessen bzw. modelliert wurden und auch der dort anzutreffende hohe Grünlandanteil die Erosion nicht begünstigt.

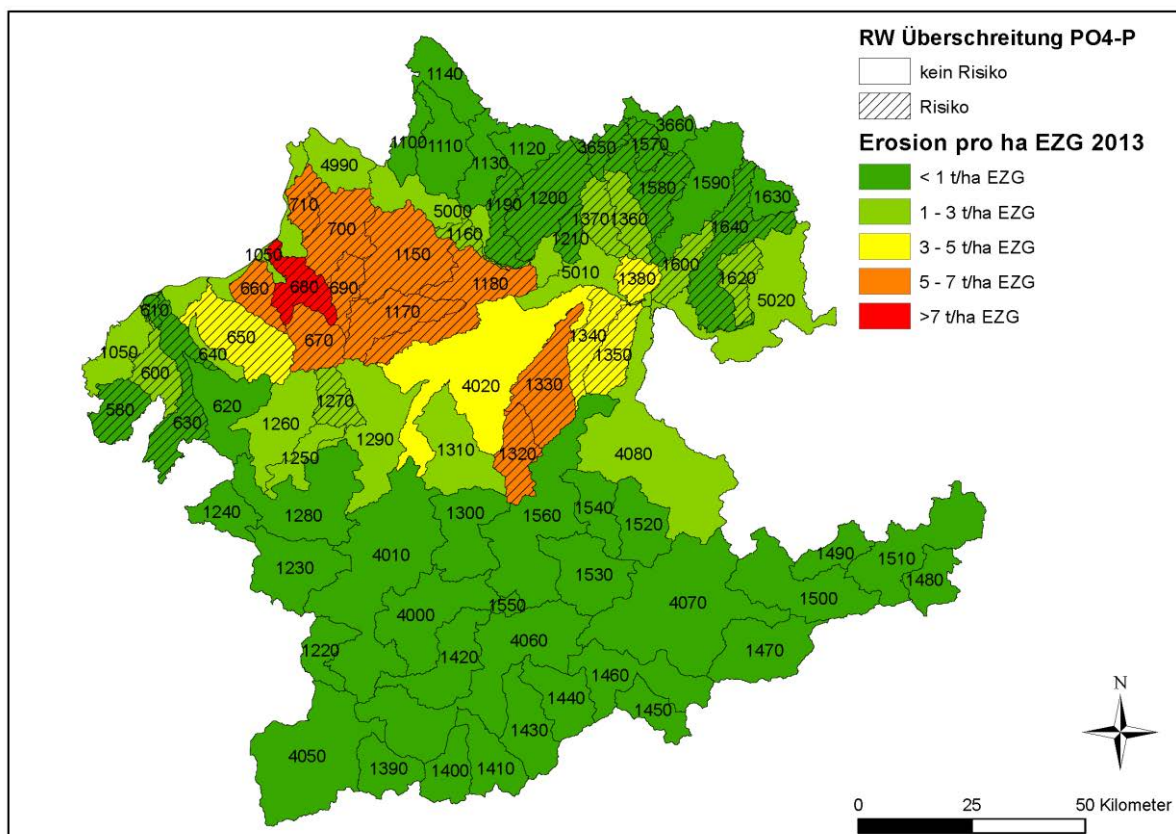


Abbildung 40: modellierte Erosion bezogen auf die gesamte EZG-Fläche im Jahr 2013 im Vergleich zu Gebieten mit Richtwertverfehlung bei PO₄-P

Die Höhe des Bodenabtrags wird durch die Faktoren Hangneigung, Hanglänge, Bodenerodierbarkeit, Kultur, Regen- und Oberflächenabfluss beeinflusst. In den folgenden Abbildungen werden ausgewählte Faktoren der einzelnen Einzugsgebiete gegenübergestellt.

In Abbildung 41 werden die beiden flächengemittelten Faktoren C und K miteinander verglichen. Der K-Faktor ist abhängig von der Bodenart und stellt die Erodierbarkeit des Bodens dar. Je höher der K-Faktor, desto erosionsanfälliger ist der Boden. Hoher Schluff- und Feinstsandgehalt, geringer Tongehalt, geringer Humusgehalt, grobe Aggregate und geringe Wasserdurchlässigkeit begünstigen den Bodenabtrag und erhöhen somit den K-Faktor (Schwertmann et al. 1990). Der C-Faktor oder auch Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor genannt, ist hingegen abhängig von der Kultur und den kulturspezifischen Bedeckungsperioden. Im Diagramm ist zu erkennen, dass Großteils eine starke Abhängigkeit zwischen diesen beiden Faktoren vorhanden ist. So werden Kulturen mit höheren C-Faktoren wie Hackfrüchte (Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln) vermehrt auf Böden mit hohem K-Faktor angebaut, was daraus resultiert, dass sich diese meist schluffigen Böden zum Anbau von Hackfrüchten eignen. Andererseits werden auf Böden mit geringerer Erodierbarkeit eher Kulturen mit niedrigeren C-Faktoren angebaut, wie Wintergetreide oder Feldfutter. Einzugsgebiete mit einem durchwegs geringen C-Faktor von unter 0,02 weisen keinen Zusammenhang zur Bodenart auf. Hierbei handelt es sich um Grünlandregionen, welche hauptsächlich im südlichen Teil Oberösterreichs auftreten.

Des Weiteren ist zu erkennen, dass jene Gebiete mit Richtwertüberschreitungen bei $\text{PO}_4\text{-P}$ (im Diagramm rot gekennzeichnet) tendenziell im Bereich mit hohem C- und K-Faktor liegen, sprich diese beiden Faktoren sind ein ausschlaggebender Grund dafür, weshalb ein hoher Bodenabtrag vorhanden ist und in weiterer Folge die Richtwerte im Gewässer überschritten werden. Besonders in den Einzugsgebieten Krems (1330), Ipfbach (1340), Kristeinerbach (1350) und Gurtenbach (660) sind die Kultur und der Bodentyp ausschlaggebend.

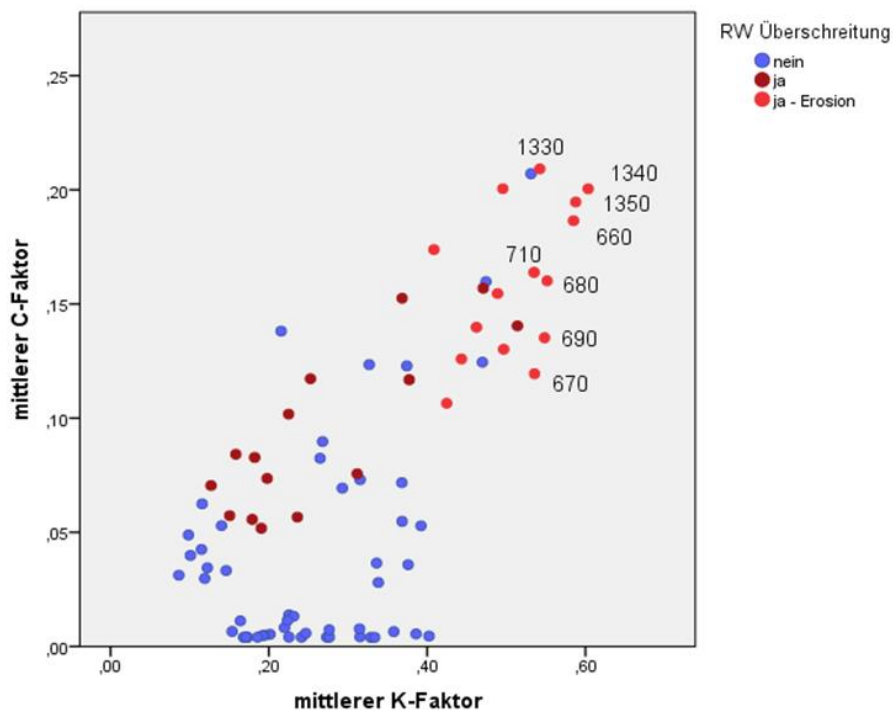


Abbildung 41: Gegenüberstellung der gemittelten C- und K-Faktoren aller EZG in Oberösterreich und Darstellung der EZG mit Richtwertüberschreitung (rot), mit zusätzlicher Darstellung des Haupteintragspfades Erosion (hellrot)

In Abbildung 42 werden die gemittelte Hanglänge (L-Faktor) und die gemittelte Hangneigung (S-Faktor) der einzelnen Einzugsgebiete gegenübergestellt. Es ist zu erkennen, dass praktisch in keinem EZG die landwirtschaftlichen Flächen sowohl stark geneigt sind als auch eine lange Hanglänge aufweisen. Auffällig ist, dass die Hangneigung selbst nicht ausschlaggebend für eine Richtwertverfehlung ist, sondern einzig die Hanglänge. Alle Einzugsgebiete mit einem gemittelten L-Faktor größer 2,0 überschreiten den Richtwert bei $\text{PO}_4\text{-P}$. Dies betrifft die Einzugsgebiete Gurtenbach (660), Antiesen (680) und Pram (700, 710).

Eine Abhängigkeit zwischen dem R-Faktor und den anderen Faktoren bzw. zu Einzugsgebieten mit Richtwertüberschreitung konnte nicht festgestellt werden.

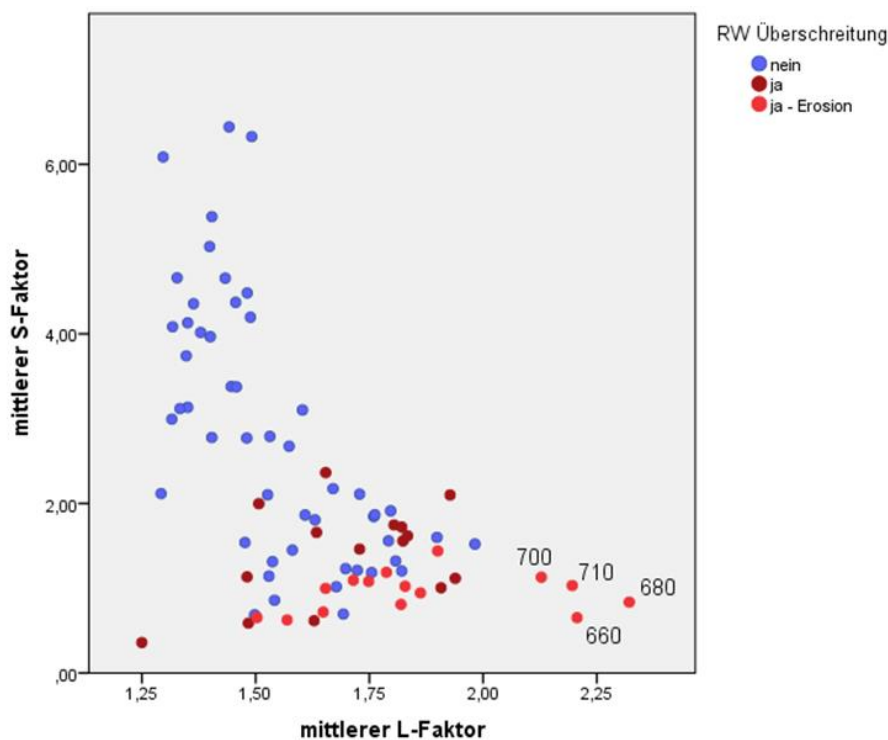


Abbildung 42: Gegenüberstellung der gemittelten S- und L-Faktoren aller EZG in Oberösterreich und Darstellung der EZG mit Richtwertüberschreitung (rot), mit zusätzlicher Darstellung des Haupteintragspfades Erosion (hellrot)

Wie die Auswertungen ergaben, stellen die Faktoren K und L, gemeinsam mit dem C-Faktor die Grundlage für hohen Bodenabtrag und in weiterer Folge für eine Richtwertüberschreitung zumindest in Gebieten in denen die Erosion der dominante Eintragspfad für Phosphor ist, dar. Der C-Faktor ist kulturspezifisch und ist daher veränderbar. In Abbildung 43 wird das Produkt der K- und L-Faktoren der jeweiligen Einzugsgebiete dargestellt, wodurch die aufgrund der Morphologie und der Bodenart erosionsgefährdeten Gebiete ausgewiesen werden. Die ebenfalls enthaltene Darstellung der Gebiete mit Richtwertverfehlung erlaubt einen weiteren Vergleich.

Die Einzugsgebiete Gurtenbach (660), Antiesen (680) und Pram (690, 700, 710) stehen bei den erosionsgefährdeten Gebieten an der Spitze, gefolgt von Innbach (1180), Trattnach (1170), Dürre Aschach (1150) und dem gesamten Gebiet der Traun-Enns-Platte (1310-1350, 4020 und 5010). Wie auch bereits in Abbildung 39 zu erkennen, ist die Erosionsanfälligkeit und damit der Bodenabtrag in den Risikogebieten im Mühlviertel, sowie im westlichen Innviertel gering.

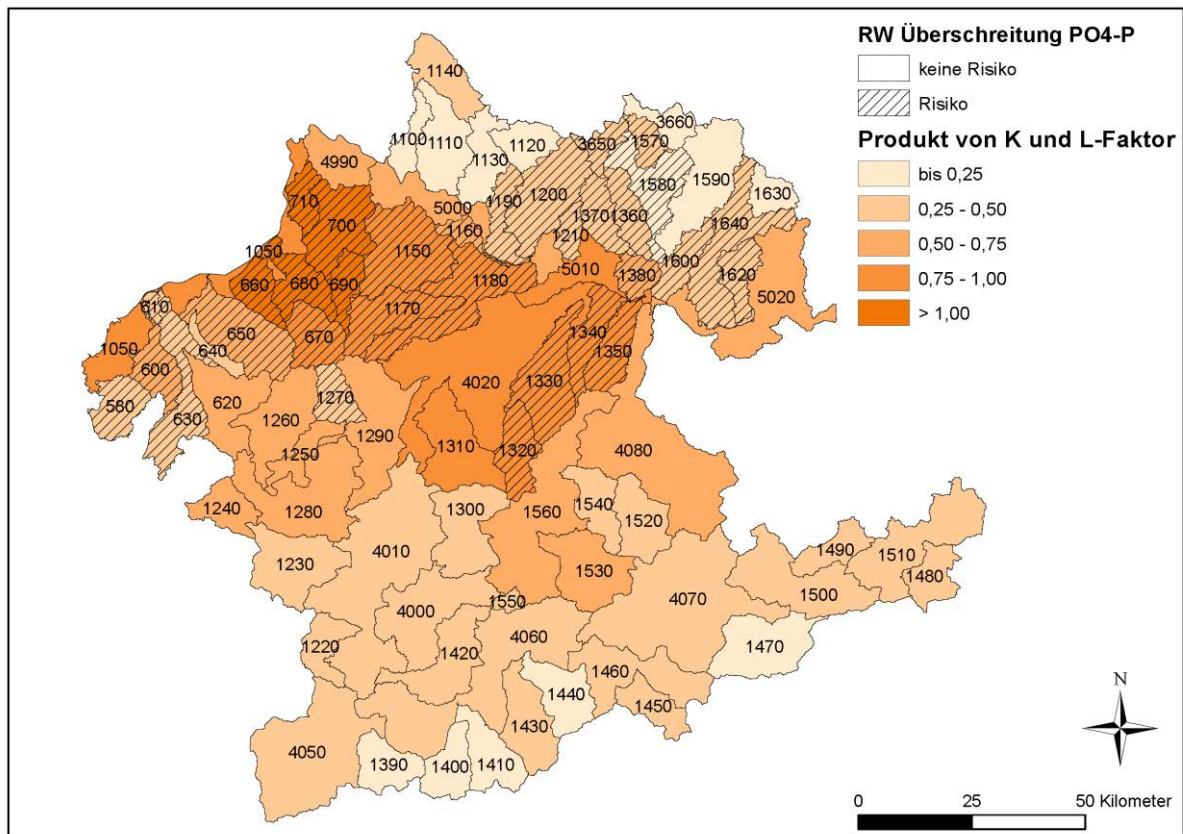


Abbildung 43: Erosionsgefährdete Gebiete

Aufgrund der bei der Auswertung festgestellten zusätzlichen Faktoren, welche die Erosion maßgeblich beeinflussen (Bodenart und Hanglänge), ist eine Ausweitung der Maßnahmen zum Erosionsschutz angebracht, welche ausführlich in Kapitel 5.2 dargestellt werden.

Eintragspfad Grundwasser

Dieser Eintragspfad spielt vor allem in Einzugsgebieten eine Rolle, die in der Böhmischer Masse liegen (Mühlviertel, Sauwald). Eine Auswertung jener Einzugsgebiete, wo eine Richtwertverfehlung prognostiziert wird, ergibt, dass P-Emissionen über den Grundwasserpfad in der Hälfte der Einzugsgebiete der Böhmischer Masse über 30% betragen und in 80% dieser Einzugsgebiete mehr als 20%. Hingegen beträgt dieser Emissionspfad nur in 5% der Einzugsgebiete, die in anderen Regionen liegen, mehr als 30% bzw. in 31% dieser Einzugsgebiete über 20%.

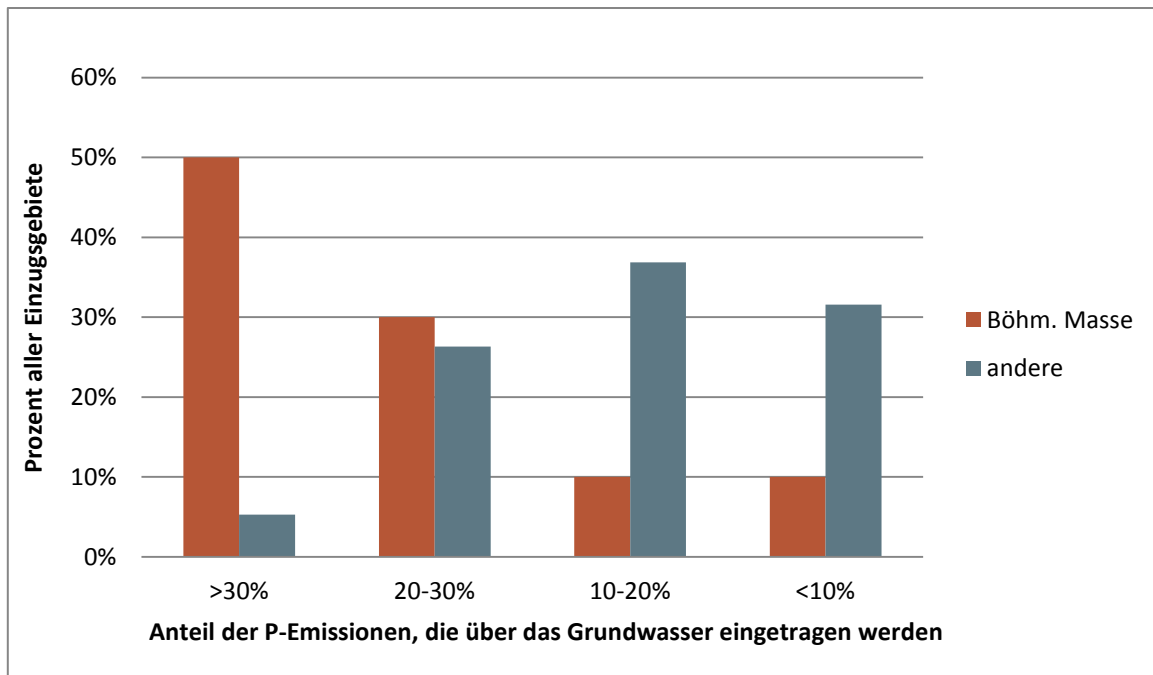


Abbildung 44: Emissionen über das Grundwasser in Einzugsgebieten mit Risiko einer Richtwertempfehlung je nach Lage der Einzugsgebiete (Böhmische Masse oder anderswo)

Unterschiedliche P-Gehalte im Boden kämen zwar als Ursache unter Umständen in Frage, scheidet aber im gegenständlichen Fall aus. Eine Auswertung von Bodenuntersuchungsergebnissen auf Basis der Landesbodenuntersuchungsaktion 2009 (Dersch et al, 2013) ergab für das Mühlviertel für Ackerböden einen signifikanten niedrigeren Durchschnitt (48 mg PCAL/kg) als für das Alpenvorland (54 mg/kg). Der Unterschied ist allerdings gering und beide Werte liegen im unteren Bereich der Versorgungsstufe C (mittel versorgt) für pflanzenverfügbaren Phosphor. Es gelten daher im Durchschnitt auch in beiden Gebieten die gleichen Düngeempfehlungen gem. Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Im Grünland waren die durchschnittlichen P-Gehalte in beiden Produktionsgebieten nahezu gleich.

In der Studie „Phosphataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberösterreich“ (wpa und BAW, 2005) wurde anhand einer Auswertung von Bodendaten aus Oberösterreich empirisch ein Zusammenhang zwischen dem Phosphatgehalt im Grundwasser und dem pH-Wert der Böden sowie der Phosphatauswaschung und Beschaffenheit des Unterbodens (Gründigkeit) ermittelt. In den pH-Wertbereichen, die sich zum Ackerbau eignen, nimmt die Löslichkeit des Phosphats mit sinkendem pH-Wert zu. Bei Dersch et al. (2013) wurde für das Mühlviertel ein signifikant niedrigerer pH-Wert ermittelt (durchschnittlich 5,73) als für das Alpenvorland (6,26). Der Einfluss der Beschaffenheit des Unterbodens lässt sich anhand der Untersuchungsergebnisse in wpa und BAW (2005) wie folgt veranschaulichen. Bereits bei einem PCAL Wert von 17 mg/kg ist in der Bodenlösung ein Gehalt von 0,3 mg PO_4l^{-1} zu erwarten. Dabei entspricht ein PCAL Wert in dieser Höhe einer sehr niedrigen P-Versorgung des Bodens, bei der ein 50%-iger Zuschlag zu einer am Entzug orientierten Düngung empfohlen wird (BMLFUW, 2017). 0,3 mg PO_4l^{-1} entspricht dem Grundwasserswellenwert. Bei einer ausreichenden P-Versorgung im Boden (47-111mg PCALkg^{-1}), bei der Düngung empfohlen wird, die in der Höhe der Entzüge liegt, würde der Gehalt in der Bodenlösung 0,7 – 1,5 mg PO_4l^{-1} betragen.

Im Bereich der Böhmisches Masse wird verbreitet Ackerbau auf Standorten mit seicht- bis mittelgründigen Böden betrieben, wobei der Untergrund typischerweise grobsandig bis grusig ist

(„Flins“), nur eine sehr geringe Sorptionskraft aufweist und einen niedrige pH-Wert aufweist. Es ist daher ein geringeres Rückhaltevermögen für gelöstes Phosphat zu erwarten als in anderen Gebieten.

Eintragspfad Kläranlagen und Urbane Systeme

Während in den meisten Einzugsgebieten die Emissionen aus der Landwirtschaft die Hauptursache für eine erhöhte Belastung der Fließgewässer darstellen, kommt es in vereinzelt Einzugsgebieten noch immer zu sehr deutlichen Anteilen der Emissionen aus Kläranlagen.

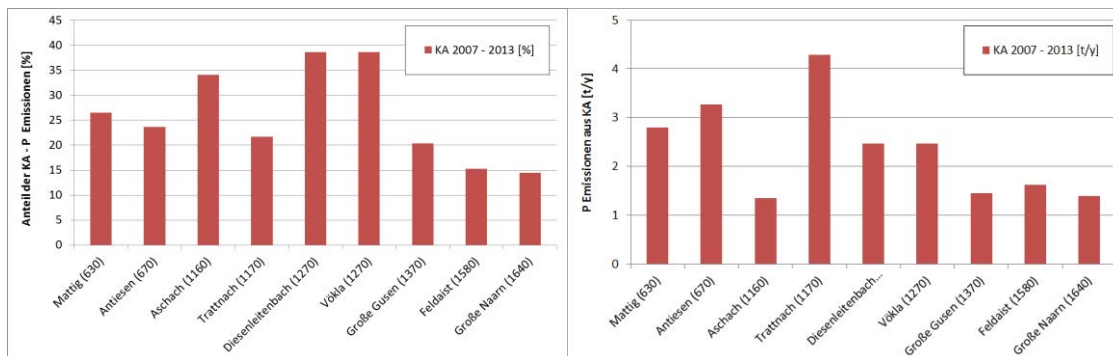


Abbildung 45: Vergleich der Anteile der TP Emissionen aus Kläranlagen [%] und der [t/y] in EZG mit Zielwertüberschreitung im Modellzeitraum 2001 - 2006 und 2007 - 2013

Darüber hinaus lassen sich Einzugsgebiete ausweisen, in denen die Einträge aus Urbanen Systeme Anteile an den Gesamtemissionen von >15% erzielen. Dazu gehören die Enknach (600), Mattig (630), Große Rodl (1200), Diesenleitenbach (1210), Ipfbach (1340) und Feldaist (1580).

In beiden Bereichen wäre in folgenden Untersuchungen zu überprüfen, ob es durch weitergehende Maßnahmen noch zu signifikanten Reduktionen der Emissionen kommen kann.

5.2 Ausweisung von Handlungsoptionen

Prinzipiell existieren mehrere Handlungsoptionen für Gebiete mit einem Risiko einer Richtwertüberschreitung. Die Teilnahme an bereits (zum Beispiel in Agrarumweltprogrammen) verankerten Maßnahmen kann gesteigert werden (zum Beispiel ein höherer Anteil an Zwischenbegrünungen), Maßnahmen können gezielter an Stellen plaziert werden, wo sie ihre maximale Wirksamkeit entfalten (dazu können die Ergebnisse von PhosFate herangezogen werden) oder zusätzliche (in laufenden Agrarumweltprogrammen nicht enthaltene) Maßnahmen können angeboten werden (z.B. Fruchtfolgeauflagen auf steilen Hängen). Zu allen drei prinzipiellen Handlungsoptionen wurden in dieser und vorangegangenen Studien Szenarien berechnet. Die Ergebnisse dieser Berechnungen werden im Folgenden kurz angeführt. Eine Erläuterung der berechneten Maßnahmen und der veranschlagten Teilnahmen findet sich in Kapitel 2.1.1 und in Kapitel 2.1.2.

Tabelle 13: Zielwertauslastung in Oberösterreichischen Einzugsgebieten mit Risiko der Zielverfehlung für NO₃-N unter Berücksichtigung ausgesuchter Maßnahmen bei unterschiedlichen Teilnahmeszenarien

Zielwertauslastung unter Berücksichtigung ausgesuchter Maßnahmen bei einer realistischen Teilnahme (Teilnahme 1)									
EZG, ID	2007-2013 ohne ÖPUL 2007	2007-2013 (mit ÖPUL 2007)	N0	N1	N3m	N7	N12	N13	N14
Gurtenbach, 660	0,96	0,95	0,95	0,92	0,94	0,89	0,91	0,93	0,93
Pram, 700	0,72	0,71	0,71	0,70	0,71	0,68	0,69	0,71	0,71
Pram, 710	0,70	0,70	0,70	0,68	0,69	0,66	0,68	0,69	0,69
Dürre Aschach, 1150	0,88	0,87	0,87	0,86	0,87	0,83	0,85	0,86	0,86
Aschach, 1160	0,78	0,77	0,77	0,76	0,76	0,74	0,75	0,76	0,76
Krems, 1320	0,65	0,63	0,63	0,62	0,63	0,61	0,62	0,62	0,63
Krems, 1330	0,87	0,83	0,82	0,80	0,81	0,78	0,79	0,80	0,80
Ipfbach, 1340	1,27	1,16	1,12	1,08	1,10	1,05	1,07	1,09	1,09
Kristeinerbach, 1350	0,96	0,89	0,86	0,83	0,84	0,81	0,82	0,83	0,83
Kleine Gusen, 1360	0,73	0,72	0,71	0,69	0,70	0,68	0,69	0,70	0,70
Große Gusen, 1370	0,72	0,72	0,71	0,70	0,71	0,68	0,69	0,71	0,71
Gusen, 1380	0,72	0,71	0,70	0,69	0,70	0,67	0,68	0,70	0,70
Feldaist, 1570	0,78	0,77	0,77	0,75	0,77	0,74	0,75	0,77	0,77
Feldaist, 1580	0,62	0,62	0,62	0,60	0,61	0,59	0,60	0,61	0,61
Kartenbach, 3650	0,99	0,97	0,97	0,95	0,97	0,93	0,95	0,97	0,97
Zielwertauslastung unter Berücksichtigung ausgesuchter Maßnahmen bei einer ambitionierten Teilnahme (Teilnahme 2)									
ID	2007-2013 ohne ÖPUL 2007	2007-2013 (mit ÖPUL 2007)	N0	N1	N3m	N7	N12	N13	N14
Gurtenbach, 660	0,96	0,95	0,95	0,91	0,93	0,88	0,91	0,92	0,93
Pram, 700	0,72	0,71	0,71	0,69	0,71	0,67	0,69	0,70	0,70
Pram, 710	0,70	0,70	0,70	0,67	0,69	0,65	0,67	0,68	0,69
Dürre Aschach, 1150	0,88	0,87	0,87	0,85	0,86	0,82	0,85	0,85	0,86
Aschach, 1160	0,78	0,77	0,77	0,75	0,76	0,72	0,75	0,76	0,76
Krems, 1320	0,65	0,63	0,63	0,62	0,63	0,60	0,62	0,62	0,62
Krems, 1330	0,87	0,83	0,82	0,80	0,80	0,76	0,79	0,79	0,79
Ipfbach, 1340	1,27	1,16	1,12	1,08	1,09	1,04	1,07	1,08	1,08
Kristeinerbach, 1350	0,96	0,89	0,86	0,82	0,83	0,80	0,82	0,83	0,83
Kleine Gusen, 1360	0,73	0,72	0,71	0,69	0,70	0,67	0,69	0,70	0,70
Große Gusen, 1370	0,72	0,72	0,71	0,69	0,71	0,68	0,69	0,70	0,71
Gusen, 1380	0,72	0,71	0,70	0,68	0,69	0,67	0,68	0,69	0,69
Feldaist, 1570	0,78	0,77	0,77	0,75	0,76	0,73	0,75	0,76	0,77
Feldaist, 1580	0,62	0,62	0,62	0,60	0,61	0,59	0,60	0,61	0,61
Kartenbach, 3650	0,99	0,97	0,97	0,94	0,97	0,93	0,95	0,96	0,97
Zielwertauslastung unter Berücksichtigung ausgesuchter Maßnahmen bei einer potentiell möglichen Teilnahme (Teilnahme 3)									
ID	2007-2013 ohne ÖPUL 2007	2007-2013 (mit ÖPUL 2007)	N0	N1	N3m	N7	N12	N13	N14
Gurtenbach, 660	0,96	0,95	0,95	0,90	0,92	0,84	0,90	0,93	0,92
Pram, 700	0,72	0,71	0,71	0,68	0,70	0,63	0,69	0,70	0,70
Pram, 710	0,70	0,70	0,70	0,67	0,69	0,62	0,67	0,69	0,68
Dürre Aschach, 1150	0,88	0,87	0,87	0,84	0,86	0,78	0,84	0,86	0,85
Aschach, 1160	0,78	0,77	0,77	0,75	0,76	0,69	0,74	0,76	0,75
Krems, 1320	0,65	0,63	0,63	0,62	0,62	0,58	0,62	0,62	0,61
Krems, 1330	0,87	0,83	0,82	0,79	0,80	0,73	0,78	0,79	0,78
Ipfbach, 1340	1,27	1,16	1,12	1,07	1,08	1,00	1,06	1,08	1,07
Kristeinerbach, 1350	0,96	0,89	0,86	0,82	0,82	0,77	0,81	0,83	0,82
Kleine Gusen, 1360	0,73	0,72	0,71	0,69	0,70	0,64	0,69	0,70	0,70
Große Gusen, 1370	0,72	0,72	0,71	0,69	0,70	0,66	0,69	0,71	0,70
Gusen, 1380	0,72	0,71	0,70	0,68	0,69	0,64	0,68	0,69	0,69
Feldaist, 1570	0,78	0,77	0,77	0,75	0,76	0,71	0,75	0,77	0,76
Feldaist, 1580	0,62	0,62	0,62	0,60	0,61	0,57	0,60	0,61	0,61
Kartenbach, 3650	0,99	0,97	0,97	0,94	0,97	0,90	0,95	0,97	0,97

Dabei zeigt sich, dass aufgrund der verzögerten Wirksamkeit bereits umgesetzter Maßnahmen (N0) im Ipfbach und im Kristeinerbach noch mit leichten Verbesserungen der Situation hinsichtlich einer Zielerreichung zu rechnen ist. Grundsätzlich zeigt sich in den Einzugsgebieten mit Risiko der Zielverfehlung insbesondere für die Maßnahme N7 „Düngung nach Bodenvorrat“ noch Potential für weitere Verbesserungen. Es wird aber auch deutlich, dass im Einzugsgebiet des Ipfbaches nur unter sehr großen Anstrengungen eine Zielerreichung in den kommenden Jahren in den Bereich des Möglichen tritt.

Die Zielerreichung des Richtwertes für PO₄-P ist in vielen oberösterreichischen Einzugsgebieten nur schwer zu erreichen.

Auf eine Darstellung des Teilnahmeszenarios 1 wird an dieser Stelle verzichtet. Es zeigt sich aber, dass auch bei ambitionierten oder maximalen Teilnahmen mit den hier betrachteten Maßnahmen in vielen Einzugsgebieten eine Zielerreichung nicht wahrscheinlich ist. Lediglich in Einzugsgebieten mit knapper Zielverfehlung scheint eine Zielerreichung durch die Umsetzung der hier betrachteten Maßnahmen noch möglich.

Es ist somit überlegenswert, ob weitere, bisher nicht berücksichtigte Maßnahmen in Frage kommen, die einen zusätzlichen, wesentlichen Beitrag zur Zielerreichung leisten können.

Tabelle 14: Zielwertauslastung in Oberösterreichischen Einzugsgebieten mit Risiko der Zielverfehlung für PO₄-P unter Berücksichtigung ausgesuchter Maßnahmen bei erhöhten Teilnahmeszenarien

Zielwertauslastung unter Berücksichtigung ausgesuchter Maßnahmen bei einer ambitionierten Teilnahme (Teilnahme 2)							
EZG, ID	2007 -2013 mit ÖPUL 2007	P1a	P1b	P3-4m	P3-4max	P5	
Waldaist, 1590	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,41	0,40
Feldaist, 1570	0,66	0,65	0,65	0,66	0,65	0,65	0,64
Pesenbach, 1190	0,70	0,68	0,68	0,69	0,67	0,67	0,66
Mattig, 630	0,80	0,79	0,79	0,80	0,79	0,79	0,79
Kartenbach, 3650	0,82	0,81	0,81	0,82	0,80	0,80	0,80
Moosb./Mühlheimerache, 580	0,87	0,87	0,87	0,87	0,86	0,86	0,86
Große Naarn, 1640	1,01	0,98	0,98	1,00	0,97	0,97	0,94
Große Rodl, 1200	1,05	1,03	1,03	1,04	1,02	1,02	1,01
Feldaist, 1580	1,10	1,09	1,09	1,10	1,09	1,09	1,08
Enknach, 610	1,21	1,18	1,18	1,18	1,12	1,12	1,14
Kleine Gusen, 1360	1,23	1,21	1,21	1,22	1,20	1,20	1,18
Klammbach, 1620	1,28	1,25	1,25	1,27	1,21	1,21	1,16
Große Gusen, 1370	1,36	1,35	1,35	1,36	1,34	1,34	1,32
Aist, 1600	1,44	1,43	1,43	1,44	1,42	1,42	1,40
Diesenleitenbach, 1210	1,54	1,53	1,53	1,54	1,51	1,51	1,49
Enknach, 600	1,76	1,72	1,72	1,74	1,61	1,61	1,64
Mühlheimer Ache, 650	1,95	1,92	1,92	1,93	1,88	1,88	1,86
Krems, 1320	2,13	2,09	2,09	2,11	2,07	2,07	1,99
Ipfbach, 1340	2,27	2,19	2,19	2,24	2,23	2,23	2,14
Aschach, 1160	2,44	2,39	2,39	2,41	2,35	2,35	2,31
Gusen, 1380	2,53	2,48	2,48	2,51	2,46	2,46	2,41
Krems, 1330	2,56	2,50	2,49	2,54	2,49	2,49	2,40
Pram, 700	2,68	2,62	2,62	2,64	2,57	2,57	2,49
Antiesen, 670	2,68	2,63	2,63	2,65	2,60	2,60	2,53
Dürre Aschach und Aschach, 1150	2,70	2,65	2,65	2,66	2,59	2,59	2,54
Pram, 710	2,73	2,67	2,67	2,69	2,62	2,62	2,54
Antiesen, 680	2,76	2,70	2,70	2,72	2,66	2,66	2,58
Gurtenbach, 660	2,82	2,75	2,75	2,77	2,72	2,72	2,66
Kristeinerbach, 1350	2,95	2,85	2,84	2,90	2,90	2,90	2,80
Pram, 690	3,05	2,99	2,99	3,01	2,92	2,92	2,84
Trattnach, 1170	3,08	3,02	3,02	3,04	2,95	2,95	2,87
Innbach, 1180	3,49	3,40	3,40	3,44	3,36	3,36	3,20

Zielwertauslastung unter Berücksichtigung ausgesuchter Maßnahmen bei einer potentiell möglichen Teilnahme (Teilnahme 3)							
EZG, ID	2007 -2013 mit ÖPUL 2007	P1a	P1b	P3-4m	P3-4max	P5	
Waldaist, 1590	0,41	0,41	0,41	0,41	0,40	0,40	
Feldaist, 1570	0,66	0,65	0,65	0,66	0,64	0,63	
Pesenbach, 1190	0,70	0,68	0,68	0,68	0,65	0,63	
Mattig, 630	0,80	0,79	0,79	0,79	0,78	0,78	
Kartenbach, 3650	0,82	0,81	0,81	0,82	0,79	0,79	
Moosb./Mühlheimerache, 580	0,87	0,87	0,87	0,87	0,85	0,86	
Große Naarn, 1640	1,01	0,98	0,98	1,00	0,94	0,90	
Große Rodl, 1200	1,05	1,03	1,03	1,04	1,00	0,98	
Feldaist, 1580	1,10	1,09	1,09	1,10	1,08	1,06	
Enknach, 610	1,21	1,18	1,18	1,18	1,07	1,09	
Kleine Gusen, 1360	1,23	1,21	1,21	1,22	1,18	1,15	
Klammbach, 1620	1,28	1,25	1,25	1,27	1,17	1,06	
Große Gusen, 1370	1,36	1,35	1,35	1,36	1,32	1,29	
Aist, 1600	1,44	1,43	1,42	1,44	1,40	1,37	
Diesenleitenbach, 1210	1,54	1,53	1,53	1,54	1,50	1,45	
Enknach, 600	1,76	1,72	1,72	1,71	1,52	1,56	
Mühlheimer Ache, 650	1,95	1,92	1,92	1,92	1,83	1,80	
Krems, 1320	2,13	2,09	2,09	2,06	1,99	1,88	
Ipfbach, 1340	2,27	2,19	2,19	2,18	2,10	2,09	
Aschach, 1160	2,44	2,39	2,39	2,36	2,27	2,21	
Gusen, 1380	2,53	2,48	2,48	2,49	2,40	2,32	
Krems, 1330	2,56	2,49	2,49	2,46	2,38	2,30	
Pram, 700	2,68	2,62	2,62	2,61	2,48	2,33	
Antiesen, 670	2,68	2,63	2,63	2,63	2,52	2,41	
Dürre Aschach und Aschach, 1150	2,70	2,65	2,65	2,61	2,49	2,42	
Pram, 710	2,73	2,67	2,67	2,65	2,53	2,38	
Antiesen, 680	2,76	2,70	2,70	2,68	2,57	2,45	
Gurtenbach, 660	2,82	2,75	2,75	2,72	2,60	2,56	
Kristeinerbach, 1350	2,95	2,84	2,84	2,85	2,74	2,76	
Pram, 690	3,05	2,99	2,99	2,94	2,80	2,67	
Trattnach, 1170	3,08	3,02	3,02	2,98	2,84	2,71	
Innbach, 1180	3,49	3,40	3,40	3,33	3,20	2,98	

Die Analyse der Ursachen für Richtwertüberschreitungen (Kap. 5.1.1) liefert dafür wichtige Hinweise. Offensichtlich spielt bei den P - Einträgen, die aus der Bodenerosion stammen, die Hanglänge eine größere Rolle als die Steilheit. Dies deshalb, da steilere Hänge ohnehin zu einem erheblichen Teil mit Grünland bewirtschaftet werden und somit bereits auf vielen Flächen bereits ein Schutz vor Erosion besteht, während auf weniger steilen Hängen Ackerbau dominiert und dort dann die Hanglänge zu einem entscheidenden Faktor wird. Die Hanglänge könnte auf mehrere Arten vermindert werden. Zum Beispiel durch den Anbau von Kulturen mit unterschiedlicher Vegetationsdauer auf den tiefer und höher gelegenen Hangabschnitten (Winterung / Sommerung), durch die Einsaat von Querstreifen oder die Anlage von Landschaftselementen an geeignete Stellen.

Auch eine Beeinflussung von Bodeneigenschaften kann einen Beitrag zur Verringerung der Bodenerosion leisten. Während die Bodenart (Textur) durch die Bewirtschaftung nicht geändert werden kann und, der ebenfalls die Erosion beeinflussende Humusgehalt nur in beschränktem Ausmaß und über längere Zeiträume, hängen die Versickerungsfähigkeit und die Aggregatgröße mit der Bodenbewirtschaftung zusammen und bieten Ansatzpunkte, die auch für kurzfristige Maßnahmen genutzt werden könnten.

6 Schlussfolgerungen

Das Emissionsmodell MONERIS wurde erfolgreich aktualisiert und liegt nun für alle Oberösterreichischen Fließgewässer auf Einzugsgebietsebene für den Zeitraum 2007 – 2013 vor. Durch die Verwendung verbesserter Eingangsdaten konnte im Vergleich zu der Version von 2001 – 2006 eine leicht verbesserte Modellanpassung für $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ erzielt werden.

Wie in der Ausgangsversion (2001 – 2006) zeigt sich für den aktualisierten Zeitraum das Grundwasser als der dominante Eintragspfad für die Stickstoff Emissionen. Bei den Phosphor Emissionen dominiert die Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen. Jedoch zeigt sich hier in Abhängigkeit des betrachteten Naturraums (z.B. Mühlviertel mit erhöhten P Emissionen aus dem Grundwasser und den Drainagen) und der Wasserwirtschaftlichen Situation (mit erhöhten Emissionen aus Punktquellen und den urbanen Flächen) eine verstärkte Variation der dominanten Eintragspfade.

Bei der Zielerreichung für die typspezifischen, als 90 Perzentile geregelten Richtwerte, zeigt sich für $\text{NO}_3\text{-N}$ in den aktualisierten Erhebungen eine Verbesserung, die in den meisten Fällen gut mit der Vorhersage aus dem N0 Szenario (Berücksichtigung der verzögerten Wirkung aus der Grundwasseraufenthaltszeit) der Ausgangsversion übereinstimmt. Gemessene Überschreitungen der Richtwerte treten nur noch im Ipfbach und dem Kristeinerbach auf.

Die Zielerreichung der Richtwerte für $\text{PO}_4\text{-P}$ für den aktualisierten Zeitraum 2007 – 2013 ist quantitativ vergleichbar mit denen von 2001 - 2007. Zwar weisen Monitoringdaten aus der GZÜV und dem AIM in einigen Fällen auf Rückgänge der Richtwertüberlastung hin, was auch teilweise durch die Trendanalysen von Zessner et al., 2016 bestätigt wird. Jedoch liegen die Messwerte häufig um den Faktor 2 bis >3 über den typspezifischen Messwerten, so dass für diese Fließgewässer eine kurz- oder mittelfristige Zielerreichung kaum zu erzielen sein dürfte.

Das wesentliche Ziel dieses Projektes war es die Wirksamkeiten der in ÖPUL 2007 umgesetzten Maßnahmen zu quantifizieren und ihren Beitrag zu einer möglichen Zielerreichung in den oberösterreichischen Fließgewässer Einzugsgebieten abzuschätzen. Für Stickstoff wurde dies durch die Ausweisung der maßnahmenbedingten Minderung der N Überschüsse auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen bewerkstelligt. Für Phosphor wurde die Minderung der Bodenabträge durch den Einsatz der ÖPUL 2007 Maßnahmen berechnet. Die Berechnungen der Maßnahmenwirkung wurde im Inputdatenmodell, weitgehend auf Grundlage der INVEKOS Daten, bewerkstelligt. In einem weiteren Schritt wurde nun MONERIS so neu parametrisiert, als ob die einzelnen Maßnahmen von ÖPUL 2007 nicht umgesetzt worden wären und die daraus resultierenden zusätzlichen Emissionen und Erhöhung der Konzentrationen in den Fließgewässern berechnet. Ähnlich wurde im Falle des Einsatzes von PhosFate verfahren. Es wurde deutlich, dass die Wirksamkeiten von ÖPUL 2007 mit dem Modellverbund „Inputdatenmodell“, „MONERIS“ und „PhosFate“ gut abschätzbar sind.

Die durch ÖPUL 2007 bewirkte Minderung der Stickstoff-Überschüsse, der Stickstoff Emissionen und der daraus resultierenden $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen und als 90 Perzentile geregelten, typspezifischen Richtwerte wurden für ganz Oberösterreich für die Maßnahmen „Begrünung“, „Biologische Wirtschaftsweise“ und „Vorbeugender Gewässerschutz“ berechnet.

Die durch ÖPUL 2007 bewirkte Minderung des Bodenabtrages, der Phosphor Emissionen und der daraus resultierenden $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen und als 90 Perzentile geregelten, typspezifischen

Richtwerte wurden für ganz Oberösterreich für die Maßnahmen „Begrünung“ und „Mulchsaat“, „Biologische Wirtschaftsweise“ und „Erosionsschutz“ berechnet.

Die Maßnahmen zeigen entsprechend ihrer Umsetzung deutliche regionale Schwerpunkte.

Durch die angewendete Maßnahme „Begrünung“ kann in den oberösterreichischen Einzugsgebieten der N-Überschuss im Mittel um 1,6% gemindert werden. In einzelnen Einzugsgebieten mit intensivem Ackerbau auf der Traun-Enns Platte oder im Innviertel können N-Überschüsse um bis zu 6% gemindert werden, was eine Verringerung der N-Überschüsse von 3-5 kgN/ha gleichkommt. Auch bei der Maßnahme „Vorbeugender Gewässerschutz“ mit Umsetzungsschwerpunkt auf der Traun-Enns Platte können die N-Überschüsse auf Ebene von Einzugsgebieten um maximal 9% oder 5kgN/ha verringert werden. Die „Biologische Wirtschaftsweise“ die fast ausschließlich im Mühlviertel umgesetzt wird führt dagegen zu deutlich geringeren Verminderungen der N-Überschüsse.

Grundsätzlich führen die Maßnahmen „Begrünung“ und „Vorbeugender Gewässerschutz“ zu deutlichen Minderungen der N-Überschüsse, der TN Emissionen und der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen auf der Traun-Enns Platte und im östlichen Mühlviertel. In Risikogebieten des nördlichen Innviertels und des Mühlviertels zeigt sich dagegen nur eine geringe Wirkung.

Die höchsten Wirksamkeiten aus ÖPUL 2007, die durch eine Kombination der Maßnahmen „Begrünung“ und „Vorbeugender Gewässerschutz“ resultieren, werden in den Einzugsgebieten mit Richtwertüberschreitung (Ipfbach und Krasteinerbach) erzielt. Hier werden durch Maßnahmen Konzentrationserhöhungen von annähernd 0,6 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ und 0,4 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ vermieden. Dies deutet zwar auf eine gute Verortung der Maßnahmen hin - allerdings zeigen die mittels Inputdatenmodell und MONERIS angestellten Berechnungen weitergehender Maßnahmenwirksamkeiten, dass es nur bei allergrößten Aufwendungen möglich sein dürfte die Richtwerte für $\text{NO}_3\text{-N}$ in diesen Einzugsgebieten zu erreichen, da die $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen in diesen Fließgewässern etwa um weitere 1,4-1,6 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ reduziert werden müssten. Anhand von Modellszenarioberechnungen wäre eine Zielerreichung nur dann im Bereich des Möglichen, wenn in diesen Einzugsgebieten eine 100%ige Umsetzung der Maßnahme „Düngung nach N-Bodenvorrat“ durchgeführt würde, wobei auch hier aufgrund der Grundwasseraufenthaltszeiten erst zeitverzögert mit einer Verbesserung zu rechnen wäre.

Die in ÖPUL 2007 umgesetzten Maßnahmen weisen eine signifikante Vermeidung des Bodenabtrages in Oberösterreich aus, die im Mittel der betrachteten Einzugsgebiete 18% und in Summe eine Minderung von etwa 585.000 t ausmacht. Bei erhöhter Teilnahme an den Maßnahmen kommt es in einzelnen Einzugsgebieten (z.B. in der Krems) um Minderungen des Bodenabtrages um 3t/ha. Die Maßnahme „Begrünung und Mulchsaat“, die auf 69.000 ha (Begrünung) und davon 38.000 ha (mit Mulch- und Direktsaat) angewendet wird führt zu einer Reduktion des Bodenabtrages von allein 14%. In Einzugsgebieten mit erhöhten Teilnahmen führt dies sogar zur Reduktion des einzugsgebietsspezifischen Bodenabtrages von > 20% oder ca. 2t/ha. Die Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“, die im Projektgebiet den größten Flächenanteil ausmacht (90.000 ha) und insbesondere im Mühlviertel angewendet wird, führt zur Vermeidung eines einzugsgebietsspezifischen Bodenabtrages von bis zu 0,8 t/ha. Die Maßnahme Erosionsschutz Obst/Wein - Untersaat Mais“ hat ausschließlich lokale Bedeutung. Sie findet auf nur 626 ha Anwendung.

Die Maßnahme Begrünung in Kombination mit Mulchsaat führt zur effektiven Reduktion des Bodenabtrages und der P-Emissionen. Maximale Reduktionen der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen werden aber in Einzugsgebieten ausgewiesen, in denen die Maßnahmen Begrünung und Biologische Wirtschaftsweise kombiniert werden. So z.B. im Ipfbach, in dem durch die Umsetzung der ÖPUL 2007 Maßnahmen die Gewässerkonzentrationen um 10% gemindert werden können. In Zahlen bedeutet dies, dass die Fließgewässerkonzentrationen ohne ÖPUL 2007 noch um weitere $9 \mu\text{gPO}_4\text{-P/l}$ erhöht wären (bei einem typspezifischen Richtwert von $50 \mu\text{g/l}$).

Trotz dieser doch spürbaren Vermeidung zusätzlicher $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen durch ÖPUL 2007 in einigen Einzugsgebieten zeigt sich, dass in vielen Einzugsgebieten deutliche Richtwert-Überschreitungen von bis zu 200-300% auftreten. Diese sind auch mit den durch Inputdatenmodell und MONERIS berechneten Wirksamkeiten weitergehender Maßnahmen (bei maximaler Teilnahme) nicht annähernd unter den Richtwert zurückzuführen. Ein Überblick über die Einzugsgebiete mit Überschreitung der Richtwerte und eine Klassifizierung der Höhe dieser Überschreitung bietet Tabelle 4. Sie könnte als Entscheidungshilfe dafür dienen in welchen Einzugsgebieten man in Zukunft Maßnahmen verstärkt fördert. Ob sich dabei die Maßnahmenförderung eher an der Möglichkeit der Zielerreichung oder an der Beseitigung der ökologisch kritischsten Zustände orientiert, ist eine politische Entscheidung, die hier nicht getroffen werden kann.

Hilfestellung für die Ausrichtung der zu ergreifenden Maßnahmen bietet Abbildung 39 in der die zur Zielverfehlung wesentlich beitragenden Eintragspfade nach Wichtigkeit gelistet sind. Es zeigt sich, dass insbesondere im zentralen Mühlviertel Maßnahmen ergriffen werden müssen, die neben der Vermeidung von Erosion maßgeblich Reduktionen der grundwasser- und drainagebürtigen Emissionen bewirken. Solche Maßnahmen sind in dem vorliegenden Bericht nicht betrachtet worden. Auf der Traun-Enns Platte, im Innviertel und auch im östlichen Mühlviertel bildet die Erosion von landwirtschaftlichen Flächen dagegen den Haupteintragspfad für Phosphor.

Die mittels Inputdatenmodell und MONERIS angestellten Berechnungen weitergehender Maßnahmenwirksamkeiten, die auf eine zusätzliche Minderung der Bodenabträge abzielen zeigen aber, dass es in vielen Einzugsgebieten mit deutlichen Richtwertüberschreitungen auch bei sehr hohen Teilnahmen kaum möglich sein wird die Richtwerte zu unterschreiten.

Eine Analyse der Ursachen von erhöhten Bodenabträgen unter Nutzung der INVEKOS Daten im Inputdatenmodell zeigt für die aktuelle Situation in Oberösterreich das neben der Steilheit der Hänge (die die Nutzung mitbestimmt und dadurch bei besonderer Ausprägung bereits eine angepasste Nutzung in Form von Grünlandnutzung vorherrscht) insbesondere auch die Hanglänge einen sehr hohen Einfluss auf den Bodenabtrag hat. Es wird daher nahegelegt neben einer deutlichen Erweiterung der Pufferstreifen entlang von Gewässerverläufen vermehrt Maßnahmen zu ergreifen, die eine Verkürzung der Hanglängen zum Ziel hat.

Eine genaue Verortung solcher, für den Eintrag relevanter Hänge, ist mit dem Phosphor Emissionsmodell PhosFate möglich. Das Modell wurde technisch dahingehend erweitert, dass es Straßendämme mit unterirdischer Ableitungen berücksichtigen kann, die in Abhängigkeit der Ausprägung des Einzugsgebietes typischerweise für 20 bis 40% der erosiven Phosphoreinträge verantwortlich sein können. Nach Implementierung dieses Ansatzes konnten die im Modell auftretenden Unsicherheiten noch einmal erheblich reduziert werden. Zudem wurden die Modellergebnisse Mithilfe einer interaktiven 3 D-Karte auf Basis der WebGL-Technologie zur

Betrachtung in einem Internetbrowser neu visualisiert. Diese auf einem Tablet leicht zu handhabende Anwendung mit einer feldstückscharfen Ausweisung von Risikoflächen stellt ein praktikables Instrument für eine gezieltere Beratung und Umsetzung von Maßnahmen dar.

7 Ausblick

Die hohen Aufwendungen in den ÖPUL Programmen führen unter anderem zu einer deutlichen Verringerung der Stickstoff Überschüsse und einer erheblichen Reduktion der Bodenabträge der landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberösterreich. Sie tragen dazu bei die Gewässergüte in vielen oberösterreichischen Einzugsgebieten zu verbessern. Nichtsdestotrotz überschreiten in einer großen Anzahl von Fließgewässern und deren Einzugsgebieten die $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen zum Teil deutlich die als 90 Perzentile verordneten, typspezifischen Richtwerte. In diesem Kontext, aber auch unter Berücksichtigung möglicher, aus der geopolitischen Lage herrührender Veränderungen bezüglich des zur Verfügung stehenden Fördervolumens, ist eine weitere Optimierung der in ÖPUL ausgeschrieben Maßnahmen zum Gewässerschutz anzustreben.

Eine solche Optimierung bedarf einer genauen Risikoanalyse und der frühzeitigen Kenntnis der Maßnahmenwirksamkeiten in den betrachteten Einzugsgebieten. Aus diesem Grund sollen in einem ersten Schritt die Wirksamkeiten des aktuellen Programmes (ÖPUL 2015) Mithilfe des Modellverbundes aus Inputdatenmodell, MONERIS und Phosphate anhand der Teilnahmezahlen von 2015 und 2016 berechnet und eine Prognose der Nährstoffbelastungen in den oberösterreichischen Fließgewässern bis 2020 erstellt werden.

In einem zweiten Schritt kann eine kritische Betrachtung der Maßnahmeninhalte und der Teilnahmequoten in Gebieten mit voraussichtlicher Zielverfehlung (Defizitanalyse) Auskunft über Möglichkeiten für eine optimierte Anwendung der Maßnahmen geben. Darüber hinaus können Aussagen darüber getroffen werden, welche weiteren Maßnahmen zielgerichtete Anwendung finden sollten, um eine wirkungsvollere weitergehende Reduktion insbesondere von Phosphor Emissionen zu erzielen. Dazu kann mit dem aufliegenden Modell Ensemble eine skalenübergreifende Vorgehensweise praktiziert werden, die in ausgesuchten Einzugsgebieten bis zu Empfehlungen von Maßnahmen auf Feldstückebene geht.

In einem dritten Schritt sollten für oben genannte Einzugsgebiete Handlungsoptionen ausgewiesen werden, die insbesondere auch Maßnahmen berücksichtigen, die bisher nicht betrachtet worden sind (z.B. im zentralen Mühlviertel).

Das abschließende Ziel müsste es sein, die zusammengestellten und auf die Einzugsgebiete abgestimmten Handlungsoptionen als Vorschläge in die Diskussion der Ausrichtung von ÖPUL 2020 einzubringen und somit einen aktiven Beitrag zur Gestaltung des Programmes und eine Optimierung seiner Wirksamkeit zu leisten.

8 Literatur

- Ad-hoc-AG Boden, 2005. Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., Hannover.
- Amt der Oö. Landesregierung, 2013a. Digitales Geländemodell 10 m. Internetquelle, <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/fa3568b0-ecb0-4b6d-866e-38c4fe98f839> (Fassung vom 19. August 2013, Online-Abfrage am 27. Juni 2014).
- Amt der Oö. Landesregierung, 2013b. Bodenfunktionen. Internetquelle, <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/dcd62442-02d4-4793-a7a9-f2708faa62aa> (Fassung vom 7. November 2013, Online-Abfrage am 11. Dezember 2013).
- Amt der Oö. Landesregierung, 2014. Nutzungsflächen. Stand vom 1. Oktober 2014.
- Amt der Oö. Landesregierung, 2016. Erhebung des Bankett- und Grabenräumguts des Jahrs 2015 in den Erhaltungsbereichen der Straßenmeistereien Münzkirchen und Raab. E-Mail vom 27. September 2016.
- ASI, 2016. Boden als Pflanzenstandort. Begriffe und Untersuchungsverfahren. ÖNORM L 1050 vom 15. März 2016, Austrian Standards Institute, Wien.
- Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft (2012): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland, Gelbes Heft, 10. unveränderte Auflage, Freising-Weihenstephan.
- Behrendt H., Huber P., Opitz D., Schmoll O., Scholz G., Uebe R., 1999. Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Technischer Bericht, Umweltbundesamt (Deutschland), Berlin.
- BEV, 2010. GIS-Grid. Internetquelle, http://www.bev.gv.at/portal/page?_pageid=713,2157075&_dad=portal&_schema=PORTAL (Fassung vom 17. Mai 2010, Online-Abfrage am 20. August 2013).
- BEV, 2015. Digitales Landschaftsmodell – Gewässer. Stand vom 21. Juli 2015.
- BFW, 2013. Einführung in die bodenkundlichen Grundlagen. Internetquelle, http://bfw.ac.at/300/pdf/Einfuehrung_Bodenkartierung.pdf (Fassung vom 21. Jänner 2013, Online-Abfrage am 30. Oktober 2013).
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2006): Richtlinie für die Sachgerechte Düngung, Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft, 6. Auflage, Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Grüner Bericht 2014, Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft, 55. Auflage, Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2015): Grüner Bericht 2015, Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft, 56. Auflage, Wien.
- Dersch, G., et al. (2013): Humusgehalt, Säuregrad und pflanzenverfügbare Phosphor- und Kaliumgehalte auf Acker- und Grünland in Oberösterreich: Aktueller Status auf Basis der Landesbodenuntersuchungsaktion 2009 in Abhängigkeit von Region, Betriebstyp (Tierhaltung und/oder Marktfrucht-betrieb), Bewirtschaftungsform (konventionell vs. biologisch) und weiterer ÖPUL-Maßnahmen sowie Ableitung von Entwicklungstrends seit Einführung des ÖPUL auf Basis von Bodendaten aus der Praxis von den Perioden 1991-1995 und 2008-2011 und der Bodenzustandsinventur OÖ 1993. Wien.
- EG, 2007. Richtlinie 2007/2/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. März 2007 zur Schaffung einer Geodateninfrastruktur in der Europäischen Gemeinschaft (INSPIRE). In: Amtsblatt der Europäischen Union, L 108 vom 25. April 2007.
- Engman, E.T., 1986. Roughness coefficients for routing surface runoff. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 112, 39–53.
- Geoland.at, 2016. Intermodales Verkehrsreferenzsystem Österreich (GIP.at). Geodatenverbund der Länder.
- Hellweger, F., 1997. AGREE - DEM surface reconditioning system [WWW Document]. URL <http://www.ce.utexas.edu/prof/maidment/gishydro/ferdi/research/agree/agree.html> (accessed 6.28.17).

- Hofer, O., Fahrner, W., Pavlis-Fronaschitz, G., Linder, S., Gmeiner, P., 2014. INVEKOS-Datenpool 2014 des BMLFUW. Übersicht über alle im Ordner „Invekosdaten“ enthaltenen Datenbanken mit ausführlicher Tabellenbeschreibung sowie Informationen zu sonstigen verfügbaren Datenbanken. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Huber, Umweltbundesamt GmbH (2004): Wirkung und Effizienz von Erosionsschutzmaßnahmen im ÖPUL 2000. Forschungsprojekt Nr. 1299.
- Kenny, F., Matthews, B., 2005. A methodology for aligning raster flow direction data with photogrammetrically mapped hydrology. *Computers & Geosciences* 31, 768–779. doi:10.1016/j.cageo.2005.01.019
- Klik, A., Konecny, F., 2012. Rainfall erosivity in northeastern Austria. *Transactions of the ASABE* 56, 719–725.
- Kovacs, A., 2013. Quantification of diffuse phosphorous inputs into surface water systems. Technische Universität Wien, Wien.
- Landwirtschaftskammer Oberösterreich, Bodenwasserschutzberatung, (2014): Versuchsergebnisse 2014, Linz
- Landwirtschaftskammer Oberösterreich, Bodenwasserschutzberatung, (2015): Versuchsergebnisse 2015, Linz
- Landwirtschaftskammer Oberösterreich, Bodenwasserschutzberatung, (2016): Versuchsergebnisse 2016, Linz
- Lindsay, J.B., Creed, I.F., 2005. Removal of artifact depressions from digital elevation models: towards a minimum impact approach. *Hydrol. Process.* 19, 3113–3126. doi:10.1002/hyp.5835
- Mizgalewicz, P.J., Maidment, D.R., 1996. Modeling agrichemical transport in Midwest rivers using Geographic Information Systems (No. 96–6), CRWR Online Report. Center for Research in Water Resources, University of Texas, Austin.
- Nestroy, O., Aust, G., Blum, W.E.H., Englisch, M., Hager, H., Herzberger, E., Kilian, W., Nelhiebel, P., Ortner, G., Pecina, E., Pehamberger, A., Schneider, W., Wagner, J., 2011. Systematische Gliederung der Böden Österreichs. *Österreichische Bodensystematik 2000 in der revidierten Fassung von 2011*, Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft. Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Wien.
- Oberösterreichische Wasserschutzberatung (2010): Versuchsbericht 2010, Linz
- Parajka J., Merz R., Blöschl G., 2005. Regionale Wasserbilanzkomponenten für Österreich auf Tagesbasis. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 57(3–4):43–56.
- Juraj Parajka, Ralf Merz, Jon Olav Skjøien, Alberto Viglione (2015): The role of station density for predicting daily runoff by top-kriging interpolation in Austria. *J. Hydrol. Hydromech.*, 63, 2015, 3, 228–234.
- Saunders, W.K., Maidment, D.R., 1996. A GIS assessment of nonpoint source pollution in the San Antonio-Nueces coastal basin (No. 96–1), CRWR Online Report. Center for Research in Water Resources, University of Texas, Austin.
- Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft Jena (2007): VERSTOLA -Projekt. www.tll.de/verstola/content/verstola/methodik/dabag/c-faktor/c-tabelle.html.
- Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (2017): http://www.thueringen.de/mam/th9/invekos/kulturartenliste_theo_a3_mit_den_c_faktoren_2017.pdf
- Umweltbundesamt in Kooperation mit wpa (2005): Wirksamkeit der Maßnahme Begrünung von Ackerflächen im Herbst und Winter und der Maßnahme Erosionsschutz im Weinbau des ÖPUL 2000 auf das Erosionsrisiko. Bericht im Rahmen der ÖPUL Evaluierung an das BMLFUW, Wien.
- 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.

- Wpa und BAW (2003a): Evaluierung der Auswirkungen der Maßnahme 2.31 aus ÖPUL (Regionalprogramm Grundwasser 2000 NEU) für die Verbesserung der Grundwasserqualität am Beispiel von zwei Grundwassergebieten Oberösterreichs. Bericht im Rahmen der ÖPUL Evaluierung an das BMLFUW, Wien.
- Wpa und BAW (2003b): ÖPUL Evaluierung Themenbereich Grundwasserschutz; Nutzung des STOTRASIM/SIMWASSER Modellansatzes zur Nitrataustragsgefährdung zur Beantwortung des wasserspezifischen Evaluierungsfragen VI.1.B.1/ VI.1.B.2/ VI.1.B.3/ VI.1.B.4; Bericht im Rahmen der ÖPUL Evaluierung an das BMLFUW, Wien.
- Wpa und BAW (2005): Phosphataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberösterreich. Endbericht. Studie im Auftrag des BMLFUW und des Amtes der OÖ LR, Wien.
- Wpa und BAW (2008): ÖPUL Evaluierung - Wirkung der neuen Begrünungsvariante A1 und der Untersaat Mais. Bericht im Rahmen der ÖPUL Evaluierung an das BMLFUW, Wien.
- Wpa und BAW (2009): Änderung in der Gesamtwirkung der Begrünungsvarianten und Nebeneffekte. Bericht im Rahmen der ÖPUL Evaluierung an das BMLFUW, Wien.
- Wpa und BAW (2009): Abschätzung des Bodenabtrags in Österreich und Integration der Daten in die INVEKOS Datenbank. Studie im Auftrag des BMLFUW, Wien.
- Wpa und BAW (2017): Forschungsprojekt Lysimeter, Bericht 1995-2016, Wien
- Zessner M., Hepp G., Kuderna M., Weinberger C., Gabriel O., Windhofer G. (2014): Konzipierung und Ausrichtung übergeordneter strategischer Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in oberösterreichische Fließgewässer. Technischer Bericht, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien.
- Zessner M., Gabriel O., Kovacs A., Kuderna M., Schilling C., Hochedlinger G., Windhofer G., 2011. Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragspfaden für strategische Planungen (Nährstoffströme Oberösterreich). Technischer Bericht, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien.
- 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., Kuderna M., Gabriel O., Kovacs A., Schilling C., Hochedlinger G., Windhofer G. (2011): Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Eintragspfaden für strategische Planungen, Endbericht, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien.

ANHANG A: Inputdatenmodell Landwirtschaft

Die Datenstruktur des Inputdatenmodells Landwirtschaft wird im Kapitel 2.1 detailliert beschrieben. Da es sich bei den Daten um eine Vielzahl von Excel Tabellen handelt, werden sie gesondert auf einer Daten CD bereitgestellt.

ANHANG B: Aktualisierungsbedarf von Daten bei einer Erweiterung des Modellierungszeitraumes mit dem Modell MONERIS und Dokumentation der Datenhaltung MONERIS

Bei einer Aktualisierung des Betrachtungszeitraumes z.B. von 2001 – 2006 auf 2007 – 2013 (wie bereits weitgehend in dem Projekt „Machbarkeitsstudie zur Entwicklung eines Prognosetools zur Quantifizierung von Maßnahmenwirksamkeiten als Instrument zur Schaffung steuerungsrelevanter Informationen im Bereich der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer zur Zielerreichung EU-WRRL“ (Zessner et al., 2016) geschehen und dokumentiert), ergibt sich die Situation, dass aufgrund der fortgeschrittenen Zeit verbesserte/veränderte Eingangsdatensätze vorliegen. Bei Hintergrunddatensätze, die in der Regel keiner ausgeprägten zeitlichen Dynamik unterliegen, stellt sich darüber hinaus die Frage, ob eine mögliche Aktualisierung dieser Datensätze in jedem Fall den Aufwand rechtfertigt. Das liegt zum einen an der Sensitivität des entsprechenden Eingangsdatensatzes für das Modellergebnis zum anderen aber auch an der generellen Praktikabilität der Datensätze in Bezug auf die empirisch abgeleiteten Algorithmen zur Quantifizierung der Eintragspfademissionen. So muss der genutzte Eingangsdatensatz (in seiner Schärfe oder Unschärfe) zumindest weitgehend den ursprünglich für die Ableitung der empirischen Formeln zugrundeliegendem Eingangsdatensatz entsprechen. Daraus abgeleitet ergibt sich aber, dass die Verwendung immer genauerer Eingangsdatensätze nicht zwangsläufig zu immer genaueren/besseren Modellergebnissen führen muss. Letztendlich ist dies im Einzelfall zu prüfen. Ausgenommen davon ist die Verbesserung der Frachtberechnung zur Evaluierung der Modellergebnisse. Hier wäre eine höhere Auflösung der Messwerte an den Auslasspegeln der Einzugsgebiete insbesondere für TP wünschenswert, da somit genauere Aussagen über die Validität der Modellergebnisse getroffen werden könnten. Bei der Verwendung der Eingangsdaten von MONERIS kann grundsätzlich zwischen zwei Typen unterschieden werden:

-langfristige, wenig veränderliche Hintergrunddaten

-temporäre, zeitlich dynamische Eingangsdaten.

Während die temporären, zeitlich dynamischen Eingangsdaten grundsätzlich bei einer Aktualisierung des Modellzeitraumes anzupassen sind, stellt sich bei den langfristig, wenig veränderlichen Hintergrunddaten, die oben bereits aufgeworfene Frage nach der Effizienz einer möglichen Aktualisierung. Darüber hinaus gilt es die spezifische Fragestellung zu berücksichtigen, für die das Modell aufgebaut werden soll.

Zur Verdeutlichung dieses Aspektes soll das Beispiel der Landnutzung herangezogen werden. Während in den ersten Anwendungen von MONERIS (2001 – 2006) für eine Beschreibung der wesentlichen Eintragspfade und Quellen die Landnutzung aus CHORINE 2006 herangezogen wurde, bewirkte eine Verschiebung der Betrachtungsebene hin zur Quantifizierung von Maßnahmenwirksamkeiten die Verwendung eines genaueren Datensatzes im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzfläche. So wurde aufgrund der neuen Fragestellung der CHORINE 2006 Datensatz, der eine Schwäche bei der Ausweisung von Grünland- und Ackerlandanteilen aufwies, durch Daten (Grünland und Ackerland) aus INVEKOS ergänzt. Bei einer weiteren Entwicklung der Fragestellung hin zur Darstellung von Auswirkungen von Landnutzungsveränderungen in der Landwirtschaft im Zusammenspiel mit der Auswirkung von Maßnahmen in Bezug auf die Zielverfehlung in Fließgewässern, wurde ein aus INVEKOS abgeleitetes Inputdatenmodell (siehe

Anhang A) entwickelt und eine genaue, aktuelle Landnutzung aus einer eigens für die Modellzwecke angepassten Landnutzungskarte (basierend auf der DKM) entnommen (Zessner et al., 2016).

Einen Überblick über den Aktualisierungsbedarf der Eingangsdaten gibt Tabelle B-1. Hierbei wird unterschieden zwischen temporären, zeitlich dynamischen Eingangsdaten, die bei einer Veränderung des Beobachtungszeitraumes anzupassen sind und langfristige, wenig veränderliche Daten. In dieser Klasse wird auch der Terminus „anzupassen“ verwendet, was die Notwendigkeit einer Aktualisierung dieser Daten nach einem gewissen Zeitraum (etwa alle 10 Jahre) ausdrücken soll.

Temporäre, zeitlich dynamische Eingangsdaten	Langfristige, wenig veränderliche Eingangsdaten
Einzugsgebietsabfluss	Einzugsgebietsgröße
Landnutzung (lw-Nutzfläche)	Landnutzung (anzupassen)
Durchschnittliche Gewässertemperatur	Wasseroberfläche
Niederschlag (Beobachtungszeitraum)	Länge/Breite der Zubringer
Niederschlag (langjährig)	Länge/Breite der Hauptgewässer
Sommerniederschlag (Beobachtungszeitraum)	Seenoberfläche im Einzugsgebiet
Sommerniederschlag (langjährig)	Seenoberfläche von Binnenseen (Hauptgewässer)
Evapotranspiration	Seenoberfläche am Gebietsauslass
NH4-N Depositionsraten (Beobachtungszeitraum)	Bodenabtrag von natürlich bedeckten Flächen
NH4-N Depositionsraten (langjährig)	Bodentextur (Sand; Lehm; Schluff; Ton)
NO3-N Depositionsraten (Beobachtungszeitraum)	Hydrogeologische Bedingungen (4 Klassen)
NO3-N Depositionsraten (langjährig)	Durchschnittliche Gebietshöhe
Bodenabtrag Ackerland (5 Gefälleklassen)	Durchschnittliches Gefälle
Bodenabtrag Grasland	N-Oberbodengehalt (wenn Daten verfügbar - anzupassen)
Stickstoff Überschüsse auf LW Nutzfläche (Beobachtungszeitraum)	Drainageflächen
Stickstoff Überschüsse auf LW Nutzfläche (langjährig)	Akkumulierter P-Überschuss (anzupassen)
Population	
Einwohner an Kanal angeschlossen	
Einwohner an Septic tanks angeschlossen, mit Entsorgung zu Kläranlagen	
Einwohner an Septic tanks angeschlossen	
Ablauf (gereinigtes Abwasser) aus Kläranlagen	
Stickstofffrachten aus Kläranlagen	
Phosphorfrachten aus Kläranlagen	
Stickstofffrachten aus industriellen Kläranlagen	
Phosphorfrachten aus industriellen Kläranlagen	
Stickstofffrachten im Gewässere (Beobachtungszeitraum)	
Phosphorfrachten im Gewässere (Beobachtungszeitraum)	

ANHANG C: Dokumentation der PhosFate-Datenhaltung

Szenarien

Die sechs pro Testeinzugsgebiet modellierten Szenarien (siehe Kapitel 2.3.1) befinden sich in je einem das Testeinzugsgebiet benennenden Ordner („Gusen“, „Krems“, „Pram“). Darunter befinden sich jeweils drei weitere Ordner. Zwei davon beinhalten die Straßenszenarien („mostRoads“ enthält die mit allen Straßen und „majorRoads“ die mit den Hauptstraßen) und der dritte („fuzzyOverlay“) enthält die Mittelungen über die fuzzylogischen Aussagen aller Szenarien des jeweiligen Einzugsgebiets (siehe Kapitel 2.3.2 und Ausweisung von Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag („Mine“)).

In den Ordnern der Straßenszenarien befinden sich wiederum die Ordner der Szenarien der Transferkoeffizienten. Die Namen dieser Ordner haben die Form „ns_tfc_inl_0.X“, wobei X für die 1. Nachkommastelle des jeweils gewählten Transferkoeffizienten steht.

Letzte und unterste Ebene ist dann die der Varianten, wo für alle Szenarien der Ist-Zustand (Ordner „calibration“) und für ausgesuchte Szenarien die Variante ohne die Maßnahmen von ÖPUL 2007 (Ordner „ohneOEPUL“, siehe Kapitel 4.4) zu finden sind. Jede Variante stellt gleichzeitig ein PhosFate-Projekt dar, deren generelle Struktur im Folgenden beschrieben ist.

Projektstruktur

Die Teile des Modells PhosFate, die für die Berechnung der Erosion sowie der partikulären Phosphoremission und des -transports zuständig sind, wurden insbesondere zur Berücksichtigung von Straßendämmen mit unterirdischer Ableitung in den Programmiersprachen R und C++ neu implementiert. Darüber hinaus wurde der Algorithmus für die Berechnung der effektiven Emission und des Transfers, d.h. die Höhe der Fracht, die von jeder Rasterzelle eines Einzugsgebiets abzüglich der Retention entlang des Abflussbaums in ein Gewässer gelangt bzw. von oberhalb gelegenen Zellen in ein Gewässer weitergeweitet wird, überarbeitet. Diese neue Version des Modells steht als R-Paket mit dem Namen RPhosFate zur Verfügung.

Das Projektmanagement von RPhosFate erfolgt über eine offene Ordnerstruktur und die Verwendung des ERDAS IMAGINE-Dateiformat für die einzelnen Rasterlayer. Dadurch ist sichergestellt, dass die RPhosFate-Daten von einer Vielzahl an Softwareprodukten inklusive Open-Source-Software gelesen sowie meist auch geschrieben werden können. Die Ordnerstruktur eines RPhosFate-Projekts sieht dabei folgendermaßen aus:

- Der Ordner „Input“ enthält alle Eingangsdaten,
- der Ordner „Intermediate“ enthält die Zwischenergebnisse und
- der Ordner „Result“ die Endergebnisse.

Zusätzlich existiert im vorliegenden Fall ein Ordner namens „Mine“, der Zwischen- und Endergebnisse, die die Ausweisung von Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag betreffen, enthält. Diese Ausweisung ist derzeit allerdings nicht direkt im Paket RPhosFate implementiert, sondern als externes R-Skript realisiert.

Des Weiteren werden für jedes RPhosFate-Projekt zwei Dateien angelegt. Die eine beinhaltet den Abflussbaum für die Berechnung des Transports im Binärformat („order.rds“) und die andere die im Zuge der Modellierung verwendeten Parameter im Textformat („parameters.rds“). Diese beiden Dateien sind R bzw. RPhosFate spezifisch und ergeben für andere Softwareprodukte keinen Sinn.

Eingangsdaten („Input“)

Generell wurden alle RPhosFate-Eingangsdaten so erstellt, dass sie der INSPIRE-Richtlinie (EG, 2007) zumindest in den Punkten 1 (Koordinatenreferenzsysteme) und 2 (Geografische Gittersysteme) des Anhangs I entsprechen. Dadurch sind sie auch kompatibel zu den regionalstatistischen Rastereinheiten der Statistik Austria. Als Koordinatenreferenzsystem wurde ETRS-LAEA (EPSG-Code: 3035) mit dem geodätischen Datum ETRS89 (European Terrestrial Reference System 1989) und einer flächentreuen, azimutalen Lambert-Projektion (Lambert Azimuthal Equal-Area – LAEA) gewählt. Allenfalls erforderliche Koordinatentransformationen aus dem Datum MGI (Militärgeographisches Institut) wurden mit Hilfe des GIS-Grids des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (BEV, 2010) durchgeführt. In Tabelle 15 sind die Namen aller RPhosFate-Eingangsdatenlayer inklusive ihrer Bedeutungen angeführt.

Tabelle 15: Namen der RPhosFate-Eingangsdatenlayer inklusive ihrer Bedeutungen.

Name	Bedeutung
acc.img	Abflussakkumulation
acc_wtd.img	Gewichtete Abflussakkumulation
CFa.img	C-Faktor (aus Datenschutzgründen kann dieser Layer nicht weitergegeben werden)
cha.img	Gewässernetz
clc.img	Tongehalt des Oberbodens in %
dir.img	Fließrichtung (D8, ArcGIS kodiert)
fid.img	Modellinterne Feldstück-ID
KFa.img	K-Faktor
lue.img	Landnutzung
man.img	Manning n in $s/m^{1/3}$
ppc.img	Phosphorgehalt des Oberbodens in mg P/kg
rds.img	Straßennetz
RFa.img	R-Faktor
slp.img	Gefälle in %

Digitales Geländemodell („acc.img“, „acc_wtd.img“, „dir.img“, „slp.img“)

Das digitale Geländemodell mit einer Auflösung von 10 × 10 m (Amt der Oö. Landesregierung, 2013a) gibt die generelle Modellauflösung vor und wurde einer Vorbehandlung unterzogen, die unterschiedliche Konzepte für eine realistischere Abbildung der in der Natur tatsächlich vorhandenen Fließrichtungen berücksichtigt:

- „Einbrennen“ von kartierten Gewässerläufen (Saunders und Maidment, 1996; Mizgalewicz und Maidment, 1996)

- Orientierung von gewässernahen Zellen in Richtung Gewässer (Hellweger, 1997)
- Füllen und insbesondere Aufbrechen von Senken (Lindsay und Creed, 2005)

Während diese Konzepte alle ihren Teil zu einer sowohl realistischeren Einschätzung der Fließrichtungen als auch Abgrenzung der Einzugsgebiete beitragen, sind sie in ihrer Gesamtheit jedoch nicht als ein Tool in einem einzigen Softwarepaket zu finden. Aus diesem Grund musste für die Vorbehandlung des digitalen Geländemodells eine Vielzahl unterschiedlicher Anwendungen und Tools (ArcGIS, Arc Hydro, WhiteboxGAT, TauDEM, R) kombiniert werden, was einer zukünftigen Automatisierung dieses Prozesses im Wege steht und einen erhöhten Aufwand beim Datenaustausch nach sich zieht. Sollte PhosFate in Zukunft vermehrt eingesetzt werden, würde sich hier die Schaffung eines eigenen Tools für diese Vorbehandlung anbieten, das darüber hinaus Überlegungen zu unterirdischen Ableitungen, Gewässerverzweigungen und von Kenny und Matthews (2005) zur Anpassung von Fließrichtungsdaten an kartierte hydrologische Objekte integriert.

Des Weiteren könnte es für die Konsistenz der Modellierung unter Umständen vorteilhaft sein, anstatt des bisher im Kontext von PhosFate verwendeten Oberflächengefälles das D8-Gefälle zu verwenden. Dieses Gefälle beschreibt das hydrologische Gefälle des D8-Abflussalgorithmus, der auch in PhosFate zum Einsatz kommt. Im Fall der Entwicklung eines eigenen Tools könnte die Berechnung dieses Gefälles darin genauso implementiert werden.

Landnutzung („lue.img“, „acc_wtd.img“, „fid.img“)

Für die Erstellung des Landnutzungseingangsdatensatzes wurden zwei unterschiedliche Datenquellen kombiniert. Zum einen wurde ein Layer mit allgemeinen Landnutzungsinformationen basierend auf der digitalen Katastralmappe (DKM) (Amt der Oö. Landesregierung, 2014) verwendet und zum anderen der Feldstücklayer des Jahres 2010 des INVEKOS-GIS (Hofer et al., 2014) für weitergehende Informationen zu den landwirtschaftlichen Flächen herangezogen.

In einem ersten Schritt wurden dabei die DKM-basierten Landnutzungsinformationen den für die Verwendung mit PhosFate vordefinierten Landnutzungsklassen (Tabelle 16) zugeordnet. Die DKM-basierten Landnutzungsinformationen unterscheiden bei den landwirtschaftlichen Flächen allerdings nicht zwischen Grün- und Ackerland. Diese Information wird in einem zweiten Schritt durch den Feldstücklayer bereitgestellt, der bei der Kombination der beiden Datensätze im Fall widersprüchlicher Nutzungen zudem den Vorzug erhielt. Für die relativ geringen Anteile der landwirtschaftlichen Flächen, die im Feldstücklayer nicht enthalten sind, wird in PhosFate eine Mischlandnutzungsklasse aus Grün- und Ackerland (Landnutzungsklasse 10) angenommen.

Tabelle 16: Für die Verwendung mit PhosFate definierte Landnutzungsklassen inklusive ihrer Gewichte für die gewichtete Abflussakkumulation.

Code	Landnutzungsklasse	Gewicht
1	Niedriger Versiegelungsgrad	0,000
2	Mittlerer Versiegelungsgrad	0,000
3	Komplett versiegelt	0,000
4	Vegetationsarme Fläche	0,571
5	Feuchtgebiet	0,143
6	Stehendes Gewässer	0,000
7	Fließgewässer	0,000
8	Wald	0,429
9	Randfläche (Gewässer, Verkehr)	0,571
10	Landwirtschaftliche Mischnutzung	0,857
11	Grünland	0,714
12	Ackerland	1,000

Tabelle 16 enthält darüber hinaus die für die gewichtete Abflussakkumulation verwendeten Gewichte der einzelnen Landnutzungsklassen. Diese Gewichte sind aufgrund des Modellansatzes so skaliert, dass Ackerland ein Gewicht von eins und alle anderen Landnutzungsklassen ein Gewicht kleiner eins besitzen.

Gewässernetz („cha.img“)

Basis des PhosFate-Gewässernetzes sind die kartierten Fließgewässer des Digitalen Landschaftsmodells (DLM-G) (BEV, 2015).

Straßennetz („rds.img“)

Dem Straßennetz liegen die Daten der Graphenintegrations-Plattform (GIP) (Geoland.at, 2016) zugrunde.

Boden („clc.img“, „ppc.img“)

Die eingesetzten Bodendaten stammen aus der Horizonttabelle des oberösterreichischen Bodenfunktionsdatensatzes (Amt der Oö. Landesregierung, 2013b). Für die Bestimmung des Tongehalts des Oberbodens wurde für jede Bodenform die Bodenart des obersten Horizonts in Kombination mit dem österreichischen Bodenartendreieck (ASI, 2016) herangezogen. Lag für den obersten Horizont keine Information vor, wurde die Information des nächst tieferen Horizonts usw. verwendet. Der verbalen Beschreibung der Bodenart wurden hierbei die zugehörigen mittleren Tongehalte zugeordnet und unter Berücksichtigung des Grobanteils (BFW, 2013) ein mittlerer Tongehalt berechnet.

Beim Humusgehalt des Oberbodens wurde ähnlich verfahren. Hier wurde der verbalen Beschreibung des Humusgehalts die zugehörige mittlere Humusmenge gemäß Tabelle 17 zugeordnet.

Tabelle 17: Humusgehaltsskala abgeleitet aus BFW (2013) und Nestroy et al. (2011).

Klasse	Humusgehalt in %
Schwach humos	0,75
Mittel- bis schwach humos	1,50
Mittelhumos	2,75
Mittel- bis stark humos	4,00
Stark humos	6,00
Torf	67,50

Da der Datensatz nur die Bodenverhältnisse der landwirtschaftlichen Nutzfläche Oberösterreichs enthält, wurden die Bodenverhältnisse der nicht landwirtschaftlichen Flächen mit Hilfe der Nächste-Nachbarn-Interpolation ergänzt.

Partikulärer Phosphorgehalt des Oberbodens („ppc.img“)

Der partikuläre Phosphorgehalt des Oberbodens (PP_{tot}) setzt sich in PhosFate laut Kovacs (2013) aus drei Reservoirs zusammen. Dem

- labilen, anorganischen Reservoir (PP_{lab}), dem
- stabilen, anorganischen Reservoir (PP_{sta}) und dem
- organischen Reservoir (PP_{org}).

Das labile, anorganische Reservoir wird nur für landwirtschaftliche Flächen angesetzt und wurde über den langfristig akkumulierten, landwirtschaftlichen Phosphorüberschuss (P_{akk} in kg P/ha) anhand der Formel

$$PP_{\text{lab}} \text{ in mg P/kg} = \frac{P_{\text{akk}} \times 10^2}{\rho_{\text{rein}} \times (1 - \Phi) \times h_{\text{OB}}}$$

abgeschätzt, wobei ρ_{rein} für die Reindichte in kg/m^3 , Φ für die Porosität und h_{OB} für die Tiefe des Oberbodens in m steht. Hierbei wurden die von Zessner et al. (2011) berechneten, langfristig akkumulierten, landwirtschaftlichen Phosphorüberschüsse auf Katastralgemeindeebene verwendet sowie analog zur Modellierung mit MONERIS einheitlich 2650 kg/m^3 für die Reindichte, 0,45 für die Porosität und 0,25 m für die Tiefe des Oberbodens angenommen.

Nach Behrendt et al. (1999) wurde das stabile, anorganische Reservoir über den Tongehalt des Oberbodens (TG_{OB} in Masse-%) wie folgt bestimmt:

$$PP_{\text{sta}} \text{ in mg P/kg} = 10,2 \times TG_{\text{OB}} .$$

Zuletzt wurde das organische Reservoir mit Hilfe eines Humus zu organischem Kohlenstoff-Verhältnisses ($VH_{\text{H/C}}$) von 1:1,72 bzw. 1:2 bei Torfen (Ad-hoc-AG Boden, 2005) und eines organischen Kohlenstoff zu organischem Phosphor-Verhältnisses ($VH_{\text{C/P}}$) von 100:1 aus dem Humusgehalt des Oberbodens (HG_{OB} in %) näherungsweise folgendermaßen ermittelt:

$$PP_{\text{org}} \text{ in mg P/kg} = HG_{\text{OB}} \times VH_{\text{H/C}} \times VH_{\text{C/P}} \times 10^4 \text{ (Kovacs, 2013).}$$

Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung („RFa.img“, „KFf.img“, „CFa.img“)

Insgesamt gehen in die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG), die im englischen Sprachraum als Universal Soil Loss Equation (USLE) entwickelt wurde, sechs Faktoren linear ein:

- Erosivitätsfaktor oder R-Faktor
- Bodenerodierbarkeitsfaktor oder K-Faktor
- Hanglängenfaktor oder L-Faktor
- Hangneigungsfaktor oder S-Faktor
- Bodenbedeckungs- und -bearbeitungsfaktor oder C-Faktor
- Erosionsschutzfaktor oder P-Faktor

Nicht zu den Eingangsdaten gehören der L- und der S-Faktor, die modellintern aus der gewichteten Abflussakkumulation bzw. des Gefälles bestimmt werden.

Erosivitätsfaktor

Der R-Faktor wurde mit Hilfe der Methode der einfachen linearen Regression über den mittleren Sommerniederschlag unter Zuhilfenahme von Auswertungen von Klik und Konecny (2012) abgeschätzt. Als mittlerer Sommerniederschlag kam der Gebietsniederschlag von Parajka et al. (2005) mit 1 × 1 km Auflösung zum Einsatz.

Bodenerodierbarkeitsfaktor

Diese auch als K-Faktor bezeichnete Größe wurde für jede Bodenform direkt aus der Bodenerodierbarkeitsfaktortabelle (L060_K_Bodenerodierungs_Faktor_Bofo) des INVEKOS-Datenpools (wpa und BAW, 2009; Hofer et al., 2014) übernommen.

Bodenbedeckungs- und -bearbeitungs- sowie Erosionsschutzfaktor

Aufgrund der verwendeten Methode müssen der C- und P-Faktor gemeinsam betrachtet und ein kombinierter CP-Faktor berechnet werden. Ziel der Berechnung dieses kombinierten Faktors ist, für jedes Ackerlandfeldstück entsprechend den angebauten Kulturarten und angewendeten Erosionsschutzmaßnahmen einen individuellen Wert zu erhalten, diesen anschließend zu verorten und so Managementfragen auf Feldstückebene untersuchen zu können. Zu diesem Zweck wurde die Berechnungsmethode von wpa und BAW (2009) für CP-Faktoren auf Jahresbasis herangezogen und modifiziert bzw. erweitert. Als Datengrundlage für diese Methode dienen die folgenden Datensätze des INVEKOS-Datenpools (Hofer et al., 2014; wpa und BAW, 2009):

- Schlagtabelle (L037_tab4_Schläge)
- Schlagmaßnahmentabelle (L037_tab5_Schläge_m_ÖPUL_Codes)
- Begrünungstabelle (L038_ÖPUL_Begrünung)
- Referenzkultur- und ABAG-Faktorentabellen (L060_Bodenabtrag)

Erweitert wurde diese Methode um die Möglichkeit, die damit erhaltenen, jährlichen CP-Faktoren einer Periode dem Feldstücklayer des INVEKOS-GIS eines Einzeljahres zuzuordnen. Eine Modifikation betrifft die Zuordnung der Begrünungen und insbesondere der Mulchsaat. Während die Begrünungen der Hauptkultur desselben Jahres zugeordnet werden, wird für die Mulchsaat das vorherige Jahr herangezogen, da diese Maßnahme ihre größte Wirkung erst bei der darauffolgenden Hauptkultur entfaltet. Darüber hinaus wurden zahlreiche Zusatzinformationen (z.B. Möglichkeit der

Begrünung sowie des Anbaus mittels Mulchsaat für die einzelnen Referenzkulturarten, Einbeziehung von Grundstückinformationen für die einzelnen Feldstücke) in die Methode integriert, die eine zielsichere Zuordnung von Maßnahmen sowie Verortung von Feldstücken ermöglichen (siehe auch Zessner et al., 2016).

Abschließend soll an dieser Stelle noch ein Ausblick erfolgen: Im Zuge des ÖPUL 2015 werden im INVEKOS-GIS Polygone aller Schläge zur Verfügung stehen und wird die Erfassung von Begrünungsmaßnahmen anstatt auf Feldstückebene auf Schlagebene erfolgen. Damit stünde dann einer Modellierung auf Schlagebene prinzipiell nichts mehr entgegen. Trotz der sehr hohen räumlichen Auflösung, die damit erzielt werden kann, ist die zeitliche Auflösung bei Verwendung der ABAG aber immer noch auf ein langjähriges Mittel beschränkt bzw. ist das Ergebnis der ABAG als Erosionspotential anzusehen. Das heißt, das Ergebnis der ABAG zeigt an, mit was für einem Bodenabtrag zu rechnen ist, wenn die Bedingungen über mehrere Jahrzehnte konstant blieben. Der Verwendung eines physikalischen Erosionsmodells stehen auf Einzugsgebietsebene jedoch wiederum die eher unrealistischen Anforderungen bezüglich Eingangsdaten entgegen.

Rauhigkeitsbeiwert („man.img“)

Die Rauhigkeitsbeiwerte nach Manning wurden von Engman (1986) übernommen und an die PhosFate-Landnutzungsklassen bzw. im Fall von Ackerland an die angebauten Kulturarten angepasst.

Zwischenergebnisse („Intermediate“)

In Tabelle 18 sind die Namen aller RPhosFate-Zwischenergebnislayers inklusive ihrer Bedeutungen angeführt.

Tabelle 18: Namen der RPhosFate-Zwischenergebnislayers inklusive ihrer Bedeutungen.

Name	Bedeutung
inl.img	Zellen mit indirektem Eintrag in ein Gewässer aufgrund einer unterirdischen Ableitung an einem Straßendamm
LFa.img	L-Faktor
rhy.img	Hydraulischer Radius in m
rip.img	Zellen mit direktem Eintrag in ein Gewässer
SFa.img	S-Faktor
slp_cap.img	Gefälle nach Anwendung der Unter- und Obergrenze

Endergebnisse („Result“)

In Tabelle 19 sind die Namen aller RPhosFate-Endergebnislayers inklusive ihrer Bedeutungen angeführt.

Tabelle 19: Namen der RPhosFate-Endergebnislayer inklusive ihrer Bedeutungen.

Name	Bedeutung
ero.img	Erosion in t/Zelle/a
ppe.img	PP-Emission in kg/Zelle/a
ppr.img	PP-Retention in kg/Zelle/a
ppt.img	PP-Transport in kg/Zelle/a
ppt_cld.img	Effektive PP-Emission in kg/Zelle/a
ppt_ctf.img	PP-Transfer in kg/Zelle/a
ppt_inp.img	PP-Eintrag aller Zellen mit direktem/indirektem Eintrag in kg/Zelle/a
ppt_out.img	Summe der PP-Einträge aller Zellen mit unterirdischer Ableitung (indirektem Eintrag) am Punkt des nächstgelegenen Gewässers in kg/Zelle/a

Ausweisung von Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag („Mine“)

In Tabelle 20 sind die Namen aller Zwischen- und Endergebnislayer der Ausweisung von Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag inklusive ihrer Bedeutungen angeführt (siehe Kapitel 2.3.2).

Tabelle 20: Namen der Zwischen- und Endergebnislayer der Ausweisung von Risikoflächen für einen erosiven Phosphoreintrag inklusive ihrer Bedeutungen.

Name	Bedeutung
fid_avg_cld.img	Mittlere Feldstückzellenfracht in kg/a
fid_avg_cld_fuzzyLargeArea_0_2.img	Ausweisung von Risikoflächen auf Basis der mittleren Feldstückzellenfrachten und dem Kriterium „20% der landwirtschaftlichen Fläche“
fid_avg_cld_fuzzyLargeLoad_0_8.img	Ausweisung von Risikoflächen auf Basis der mittleren Feldstückzellenfrachten und dem Kriterium „80% der der landwirtschaftlichen, erosiven Phosphoreinträge“
fid_sum_cld.img	Summe der Feldstückzellenfrachten in kg/a
fid_sum_cld_fuzzyLargeArea_0_2.img	Ausweisung von Risikoflächen auf Basis der Summen der Feldstückzellenfrachten und dem Kriterium „20% der landwirtschaftlichen Fläche“
fid_sum_cld_fuzzyLargeLoad_0_8.img	Ausweisung von Risikoflächen auf Basis der Summen der Feldstückzellenfrachten und dem Kriterium „80% der der landwirtschaftlichen, erosiven Phosphoreinträge“