
Erstellung und Evaluierung eines
Prognosetools zur Quantifizierung von
Maßnahmenwirksamkeiten im Bereich der
Nährstoffeinträge in oberösterreichische
Oberflächengewässer

Endbericht

**Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen
Landesregierung**

AUWR-2012-61484/46-StU



Wien, Juni 2016

Autoren

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



Matthias Zessner

Gerold Hepp

Ottavia Zoboli

Oriol Molló Manonelles

unter Mitarbeit von

Markus Langer

Andreas Lechner

wpa Beratende Ingenieure

Max Kuderna

Christine Weinberger

wpa Beratende Ingenieure



Umweltbundesamt

Oliver Gabriel

ENVIRONMENT
AGENCY AUSTRIA **umweltbundesamt**^U

Kurzfassung

Im Rahmen dieses Projektes wurde ein Prognosetool bestehend aus einem flexiblen Inputdatenmodell und dem Emissionsmodell MONERIS zur Abschätzung maßnahmengetriebener Veränderungen der Nährstoffbelastung von Fließgewässern entwickelt und für spezifische Gewässereinzugsgebiete getestet. Dabei zeigte das Prognosetool ein gutes Potential als Instrument zur Schaffung steuerungs-relevanter Informationen im Bereich der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer zur Zielerreichung nach EU-WRRL eingesetzt zu werden.

Unter Berücksichtigung der Gebietskulisse, der Landnutzung, der Abwasserentsorgung und der Implementierung von Maßnahmen können generelle Entwicklungen der Nährstoffkonzentrationen in den Fließgewässern abgebildet sowie Ursachen für diese Entwicklungen identifiziert und plausibel dargestellt werden. Beispielhaft konnte dies an der Entwicklung der TP, NO₃-N bzw. PO₄-P Konzentrationen an Pram/Antiesen, Krems bzw. Gusen im Vergleich zu einer abflussnormierten Trendanalyse von Daten der bestehenden Gewässerüberwachung gezeigt werden.

Neben einer generellen Eignung des Prognosetools konnten im Rahmen des Projektes auch Grenzen der Prognosefähigkeit aufgezeigt werden. Zwar können generelle Trends für unterschiedliche Gebietskulissen aufgezeigt und somit mögliche Zielerreichungen abgeschätzt oder auch Fehlentwicklungen auf regionaler Ebene frühzeitig erkannt werden - um das Prognosetool jedoch auch für die Abschätzung zukünftiger Entwicklungen der Gewässerbelastung nutzen zu können, ist neben der Kenntnis von geplanten Maßnahmen auch eine Annahme von Szenarien über zukünftige gesellschaftlich oder wirtschaftlich getriebene Änderungen im Bereich der Landnutzung und Abwasserentsorgung erforderlich. Zudem ist es nicht möglich für jeden einzelnen Gewässerabschnitt die zu erwartende Entwicklungen oder die zu erwartenden Konzentrationen exakt abzubilden oder zu prognostizieren. Spezifische lokale Einflussfaktoren, die mit dem Prognosetool nicht erfasst werden, können hier auch zu Fehleinschätzungen führen.

Das räumlich hochaufgelöste Rastermodell PhosFate zielt auf eine Verortung erosiver Phosphoremissionen innerhalb von Einzugsgebieten ab. Bei der vorliegenden Machbarkeitsstudie ging es darum, zu evaluieren, ob eine Verortung der wesentlichsten Beitragsflächen zu den erosiven Phosphoremissionen eines Einzugsgebiets auch auf Feldstückebene realisiert werden kann. Bei der Validierung anhand von Ergebnissen aus Geländekartierungen konnte gezeigt werden, dass der Weg, den der Oberflächenabfluss nimmt, vom Modell derzeit für etwa die Hälfte der Feldstücke weitgehend korrekt erfasst wird. In den anderen Fällen führen lineare Strukturen, wie Straßen, Gräben und Abflusskonzentrationen durch Gullys oder Drainagen zu einer unpräzisen Abbildung der Feldbedingungen. Durch Berücksichtigung dieser Sonderfälle und die zukünftige Implementierung in das Modell lässt sich eine erfolgreiche Darstellung für ca. 75% der Feldstücke ableiten.

In einer Literaturstudie konnten aktuelle wissenschaftliche Erkenntnisse zur Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen bei der Reduktion von Phosphoremissionen zusammengefasst werden. In Hinblick auf die Implementierung der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf Einzugsgebietebene zur Abschätzung einer möglichen Reduktion von Gewässerfrachten in MONERIS, zeigt die Literaturstudie, dass eine Wirksamkeit einer Emissionsreduktion der erosiven Einträge durch Gewässerrandstreifen (25 m Breite) um 70 %, wie sie bisher angesetzt wurde, eher zu hoch gegriffen ist. Eine nähere Eingrenzung der Einschätzung der Wirksamkeit auf Einzugsgebietebene wird in weiterer Folge durch PhosFate Modellierungen angestrebt.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	4
1 Einleitung und Zielstellung	7
2 Verbesserung der Eingangsdaten und der Datenhaltung	9
2.1 Verbesserung der Eingangsdaten.....	9
2.1.1 Bodenabtrag	9
2.1.2 N-Überschüsse.....	9
2.1.3 Landnutzung.....	9
2.1.4 Urbaner Raum (Versiegelte Fläche; Mischwasser)	11
2.1.5 Kläranlagendaten.....	11
2.2 Verbesserung der Datenhaltung (Inputdatenmodell)	12
2.2.1 Maßnahmenberechnung Phosphor	12
2.2.2 Maßnahmenberechnung Stickstoff.....	14
2.2.3 Maßnahmenberechnung Kläranlagen	18
3 Literaturstudie über die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen	19
3.1.1 Funktion von Gewässerrandstreifen	19
3.1.2 Versuchsflächen vs. Feldbedingungen	20
3.1.3 Einflussfaktoren auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen.....	21
3.1.4 Zusammenfassung der entscheidenden Aspekte für die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen.....	31
4 Optimierung von Modellalgorithmen.....	33
4.1 Die Phosphor Problematik im Einzugsgebiet der Gusen.....	33
4.1.1 Hintergrund.....	33
4.1.2 Anpassungen in MONERIS.....	37
4.2 Die Stickstoff Problematik im Einzugsgebiet der Krems	39
4.2.1 Hintergrund.....	39
4.2.2 Anpassung in MONERIS	40

5	PhosFate.....	44
5.1	PhosFate-Eingangsdaten	44
	5.1.1 Datenverbesserungen	45
	5.1.2 Datenhaltung	53
5.2	Methodische Entwicklungen im Kontext der PhosFate-Modellalgorithmen	54
	5.2.1 Gewässernetz und Abflusswege.....	54
	5.2.2 Inputkarten.....	56
5.3	Geländekartierung	56
	5.3.1 Klassifizierungssystem.....	57
	5.3.2 Ergebnisse der Geländekartierung und daraus resultierendes Weiterentwicklungspotential von PhosFate	60
6	Methodik der Trendanalyse der Gewässergüteentwicklung	74
7	Ergebnisse des Prognosetools MONERIS.....	76
7.1	Trends in der Gewässergüteentwicklung	76
7.2	Entwicklungen in der Landwirtschaft	87
	7.2.1 Kulturarten	87
	7.2.2 Viehbesatz.....	89
	7.2.3 Erträge.....	89
	7.2.4 Begrünungsmaßnahmen.....	90
7.3	Entwicklungen im Bereich der kommunalen Kläranlagen	92
7.4	Die Anwendung von MONERIS als Prognosetool für Nährstoffentwicklungen in Fließgewässern	97
	7.4.1 Testgebiet Pram – Antiesen (Trendentwicklung Pges)	99
	7.4.2 Testgebiet Krems – Ipfbach (Trendentwicklung DIN)	102
	7.4.3 Testgebiet Gusen (Trendentwicklung PO ₄ -P)	106
8	Schlussfolgerungen.....	108
9	Ausblick.....	110
10	Literatur.....	111

ANHANG A.....	116
ANHANG B.....	118
ANHANG C.....	129

1 Einleitung und Zielstellung

Die EU-WRRL (umgesetzt im WRG 1959) fordert eine fristgerechte Erreichung des guten Zustandes der Oberflächengewässer und des Grundwassers bis 2027. Nach den Ergebnissen des AIM und der Ist-Bestandsanalyse 2013 sind ein Drittel der Oberflächengewässer in Oberösterreich durch Stickstoff- und Phosphoreinträge nährstoffbelastet und weisen damit ein Risiko der Zielverfehlung nach WRRL auf. Eine wesentliche Aufgabe der Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes Oberösterreich ist es daher Rahmenbedingungen für eine zielgerichtete Verringerung der Nährstoffbelastung der gefährdeten Oberflächengewässer zu schaffen. Die fachlichen Grundlagen für eine effiziente Maßnahmenplanung sollen durch unterschiedliche Studien zur Verbesserung des Systemverständnisses erarbeitet werden. Im Zuge vorangehender Projekte konnten

1. die Nährstoffeinträge über verschiedene Eintragspfade aus der Landwirtschaft, den Kommunen und der Industrie mittels Stoffbilanzmodellierung mit dem Emissionsmodell MONERIS und rasterbasierter (hotspotorientierter) Erosionsmodellierung mit dem Modell PhosFate quantifiziert und visualisiert werden
2. die Wirkungen von landwirtschaftlichen Maßnahmen und Anpassungsmaßnahmen bei Kläranlagen teileinzugsgebietsspezifisch analysiert werden
3. die mögliche Nährstoffreduktion durch Maßnahmen und Maßnahmenpakete in der Landwirtschaft und der Siedlungswasserwirtschaft anhand von realistischen Szenarien (Umsetzungs- und Teilnahmeszenarien) quantifiziert werden
4. einzugsgebietsspezifisch wirksame Maßnahmen(pakete) empfohlen und der notwendige Umfang der Maßnahmen(pakete) zur Zielerreichung nach WRRL abgeschätzt werden.

In den vergangenen Projekten konnte dabei unter anderem über MONERIS eine regionale Unterscheidung des Emissionsgeschehens abgebildet werden. Die wesentliche Fragestellung dieses Projektes ist nun zu testen, ob das bislang genutzte Emissionsmodell MONERIS geeignet ist flächenbezogene Maßnahmenwirksamkeiten und Nährstofftrends in Fließgewässern in deren zeitlichem Verlauf abzuschätzen. Um die Flexibilität in Hinblick auf zeitlich veränderbare Daten der Landnutzung zu erhöhen wurde MONERIS mit einem flexiblen Inputdatenmodell gekoppelt. Zusätzlich sollte geprüft werden wieweit PhosFate für eine feldstücksscharfe Verortung von Herkunftsflächen erosiver Phosphoreinträge geeignet ist.

Dazu wurden zwei Projekte durchgeführt, deren Ergebnisse in diesem Bericht zusammengefasst werden: „Aktualisierung, Erweiterung und Auswertung von Eingangsdaten als Grundlage zur Schaffung eines Prognosetools zur Quantifizierung von Maßnahmenwirksamkeiten als Instrument zur Schaffung steuerungsrelevanter Informationen im Bereich der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer zur Zielerreichung EU-WRRL“ sowie „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“.

Um die Eignung des Modellverbundes aus flexiblem Inputdatenmodell und MONERIS für die Nutzung als Prognosetools und damit für die Vorhersage längerfristiger Trends der Nährstoffbelastung von Fließgewässern zu verbessern wurden für Testeinzugsgebiete

- i. Erweiterungen der Modellumgebung (z.B. Flexibilisierung des Inputdatenmodells) durchgeführt
- ii. Eingangsdatensätze aktualisiert, zeitlich höher aufgelöst und unter Berücksichtigung der erhöhten Modellanforderungen weiter verbessert

Weiters wurde mittels erzielter Modellergebnisse in den ausgewählten Einzugsgebieten getestet, ob der Modellverbund als Prognoseinstrument geeignet ist maßnahmengetriebene

Nährstoffreduktionen in Oberflächengewässern in der nötigen Schärfe darzustellen (Machbarkeit der Prognose). Dies erfolgte durch einen Vergleich von aus dem Gewässer Monitoring abgeleiteten Trends der Nährstoffkonzentrationen mit modellierten Nährstofftrends.

Für PhosFate wurden die Inputdaten für Testgebiete in höherer räumlicher Auflösung erhoben, aufbereitet und durch Feldbegehungen das Ausmaß der Beeinflussung der Abflusswege durch kulturtechnischen Maßnahmen, die durch den Inputdatensatz nicht abgebildet werden können, evaluiert.

Im Detail wurden folgende Arbeiten durchgeführt und im vorliegenden Bericht dokumentiert:

Aktualisierung der Datensätze

- Aktualisierung der Eingangsdaten für die Jahre 2001 – 2013
- Erweiterung und Verbesserung von Eingangsdatensätzen (Landnutzung; Bodenabtrag; N-Überschüsse; Punktquellen)
- Erhöhung der zeitlichen Auflösung von Eingangsdatensätzen in MONERIS
- Erhöhung der räumlichen Auflösung in PhosFate

Verbesserung der Modellumgebung

- Erweiterung der Rechenansätze für EZG mit spezifischen Bedingungen (z.B. Guse „Phosphorauswaschung“ und Krems „Denitrifikation im Grundwasser“)
- Literaturstudie zu Randstreifen unter dem Aspekt der Maßnahmenwirksamkeit
- Intensive Geländeuntersuchungen zur Erfassung und Umsetzung notwendiger Modellerweiterungen für die kleinräumige (rasterbasierte) Darstellung von Eintrags Hot-Spots aus der Erosion in PhosFate
- Erstellung eines transparenten Inputdatenmodelles für wesentliche Eingangsgrößen (Kläranlagen; N-Überschüsse; Bodenabtrag)
- Ausweitung des Inputdatenmodelles zur standardisierten Berechnung von Maßnahmenwirksamkeiten (flexibles Inputdatenmodell)
- Trendauswertung der Nährstoffkonzentrationen in oberösterreichischen Fließgewässern zur Abbildung von Maßnahmenwirkungen

Modellanwendung

- Vorbereitung eines aktualisierten Modelles (Zeitraum 2001 – 2013)
- Darstellung der Gewässergüteentwicklung in Testgebieten für geeignete zeitliche Zeitabschnitte (2002/2007/2013)
- Abschätzung der Wirksamkeit von ÖPUL 2007 auf die Gewässergüteentwicklung in Testgebieten (Vergleich 2013 mit ÖPUL 2007 und ohne ÖPUL 2007 Maßnahmen)
- Validierung der berechneten Gewässergüteentwicklung anhand von Trends in den Messdaten
- Diskussion der Prognosefähigkeit des Modellverbundes und Ausweisung von Verbesserungsbedarf

2 Verbesserung der Eingangsdaten und der Datenhaltung

2.1 Verbesserung der Eingangsdaten

2.1.1 Bodenabtrag

Die für die Berechnung des Bodenabtrags notwendigen neuen Daten entstammen den INVEKOS Daten für die Jahre 2002, 2004, 2006, 2008, 2010 und 2013 und betreffen folgende Tabellen:

- INVEKOS L037 Schläge
- INVEKOS L037 Schläge inkl. ÖPUL Codes
- INVEKOS L038 Begrünung

2.1.2 N-Überschüsse

Für die Berechnung der Nährstoffüberschüsse wurden folgende Daten für die Jahre 2002, 2004, 2006, 2008 und 2013 verwendet:

- INVEKOS L037 Schläge
- INVEKOS L038 Begrünung
- INVEKOS L005 Tierliste
- INVEKOS Rinderdaten (bis 2006)
- Ertragsstatistik der ÖSTAT auf Gemeinde- und Bezirksebene in Oberösterreich (2001-2013)

Im Gegensatz zu der vorhergehenden Nährstoffbilanzierung, wurde nun die Berechnung auf Schlagenebene bzw. auf Betriebsebene durchgeführt. Dies war nur möglich, da sich die Qualität der Eingangsdaten wie folgt änderte:

- Die Angabe der angebauten Kulturen wird nun schlagbezogen verwendet und nicht summiert pro Katastralgemeinde
- Die Tierhaltungszahlen sind anstatt auf Gemeindeebene nun auf Betriebsebene verfügbar
- Die Erträge sind zusätzlich zur Bezirks- auch auf Gemeindeebene vorhanden

Des Weiteren wurden bei der neuen Berechnung Begrünungen bei der Bilanzierung dahingehend berücksichtigt, als eine Verringerung des Nährstoffaustrags um 20% angenommen wurde.

2.1.3 Landnutzung

Der Landnutzungseingangsdatensatz stellt in MONERIS eine wichtige Informationsquelle dar, deren Güte verschiedene Eintragspfadberechnungen wesentlich beeinflusst.

Dazu gehören:

- Berechnung der Wasserbilanz „Urbaner Raum“ – (versiegelte Flächen) und des Oberflächenabflusses (Hangneigung und Vegetationscover)
- Berechnung der Anteile des Bodenabtrages von nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen im EZG (Wald; offene Vegetation; Gletscher; etc.)
- Berechnung der Emissionen aus Depositionen (Gewässerfläche)
- Berechnung des Einflusses der Deposition auf landwirtschaftlich und nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen (N-Überschüsse)

- Retention in den Flusssystemen über den Ansatz „hydraulic load“

Die genaue Darstellung der Landnutzung stellt daher eine Grundvoraussetzung für eine optimale Modellierung der Emissionen mit MONERIS dar. In bisherigen Modellanwendungen (Zeitraum 2001 – 2006) wurde in Österreich bislang der Corine 2006 Datensatz genutzt. Dieser Datensatz weist aufgrund seiner Auflösung und Methodik jedoch Ungenauigkeiten auf, denen bereits in dem Projekt „Maßnahmenwirksamkeiten“ zumindest teilweise begegnet wurde, indem die für eine Maßnahmenbetrachtung wichtigen landwirtschaftlichen Nutzflächen durch Nutzungsdaten aus InVeKos ersetzt wurden und die anderen Landnutzungsarten aus dem Corine Datensatz entsprechend korrigiert wurden. In der neuen Anwendung mit MONERIS für den Zeitraum 2001 – 2013 ist nun ein neuer Eingangsdatensatz entwickelt worden. Neben der Alternative das aktualisierte Corine 2012, das eine Verbesserung der Auflösung und der thematischen Genauigkeit (auf ca. 85%) bewirken würde, zu nutzen, wurde in dem vom BMLFUW finanzierten Projekt „Grenzüberschreitende Betrachtung im Inn-Salzach Einzugsgebiet als Grundlage für ein transnationales Gewässermanagement“ ein einheitlicher, aktueller Datensatz für ganz Österreich erstellt, der eine optimale Darstellung der Landnutzung gewährleisten soll. Nach dem Test unterschiedlicher verfügbarer Datenquellen wurde die digitale Katastralmappe (DKM), der INVEKOS Datensatz 2012 und die SHTURM „Straßenkarte“ (Clara et al., 2014) miteinander harmonisiert.

Dadurch wurde eine aktuelle und auf den besten verfügbaren Daten basierende, neue Landnutzung für Oberösterreich erarbeitet, die in weiterer Folge auch in Modellanwendungen von ganz Österreich zum Einsatz kommen soll.

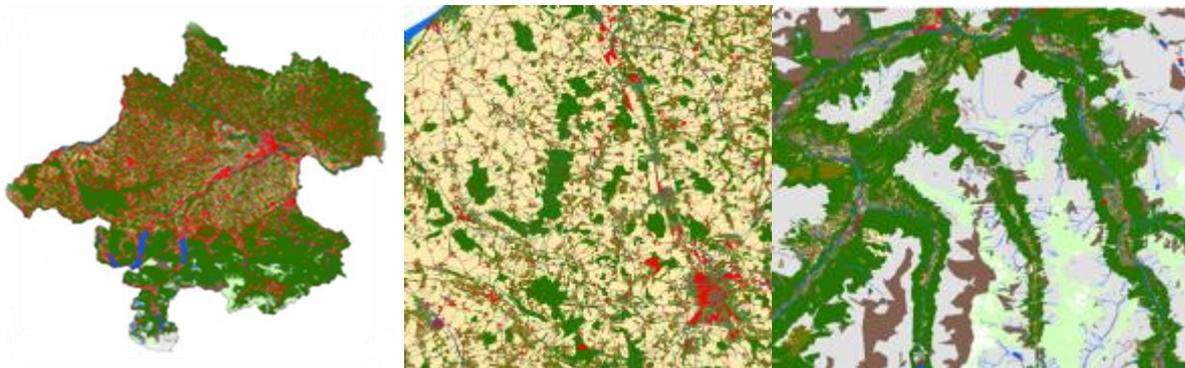


Abbildung 1: Gesamtübersicht Landnutzung Oberösterreich (links) und Detailausschnitte (Ackernutzung (Mitte) und „Offene Flächen“ (rechts))

Während aufgrund einer genaueren Darstellung der Landnutzung im Allgemeinen damit zu rechnen ist, dass verschiedene Eintragspfade (s.o.) der Nährstoffemissionen auf Einzugsgebietsebene genauer abzubilden sind, könnten sich Probleme bei der Ermittlung der Retention im Gewässer ergeben. Diese wird über die „hydraulic load“ beschrieben, in der die Fläche des Fließgewässernetzes im Verhältnis zum Gebietsabfluss zum Tragen kommt. Der Ausgangsdatsatz auf dessen Grundlage die Ableitung des Retentionsalgorithmus ursprünglich basierte, hatte jedoch eine deutlich geringere Schärfe, als das aus der DKM abgeleitete Fließgewässernetz. Die so ermittelten Fließgewässerslängen und -Flächen haben sich aufgrund der Erfassung eines verfeinerten Gewässernetzes stark erhöht. Entsprechend kann es in Einzugsgebieten mit deutlichen Abweichungen der Fließgewässerflächen auch zu deutlichen Überschätzungen der Retention und somit zu einer Unterschätzung der Gewässerfrachten und -Konzentrationen kommen. Während diese möglichen Abweichungen in den Testgebieten schon berücksichtigt wurden, muss sie für einen Pegelabgleich der

oberösterreichischen Fließgewässer noch durch eine allgemeingültige Lösung oder Korrektur im nächsten Projekt berücksichtigt werden.

2.1.4 Urbaner Raum (Versiegelte Fläche; Mischwasser)

Für Berechnungen der Wasserbilanz im Eintragspfad „Urbaner Raum“ liegt für ganz Österreich ein Datensatz aus dem Projekt SCHTURM (Clara et al., 2014) vor, dessen Eignung für eine Datenimplementierung in MONERIS in einem ersten Schritt getestet wurde. Die SCHTURM Daten ermöglichen auf Grundlage mittlerer Niederschlagswerte und einer genauen Erhebung der versiegelten Fläche sowie einer Aufteilung in Anteil Mischkanalisation und Trennkanalisation eine Berechnung der Bilanzglieder „Versickerung“ (am Rande der versiegelten Flächen), „Mischwasserentlastung“ und Wassermengen, die über den „Regenwasserkanal“ in die Gewässer eingetragen werden. Die räumliche Aggregationsebene ist das Kläranlagen Einzugsgebiet. Eine Ersetzung der Eintragspfade, die in MONERIS anhand der Eingangsdaten „Anteil der Mischkanalisation“ und „Anteil der Trennkanalisation“, der versiegelten Fläche und den Niederschlägen berechnet werden, macht dann Sinn, wenn vermutet werden kann, dass die Ergebnisse deutliche Verbesserungen darstellen. Im Falle von Oberösterreich liegen den MONERIS Berechnungen aktuelle und detaillierte Daten der oberösterreichischen Landesregierung zu den Anteilen der Mischkanalisation und der Trennkanalisation (Gemeindeebene) vor, die auf die Einzugsgebiete umgelegt wurden. Die Unterscheidung in Anteil Misch- und Trennkanalisation fand in SCHTURM auf Grundlage der Erhebung der Kommunalcredit Public Consulting (KPC) statt. Eine Umlegung der auf Kläranlageneinzugsgebieten aggregierten Daten auf Einzugsgebietsebene auf Grundlage von Einwohneranteilen und ein folgender Vergleich der resultierenden Anteile der Misch- und Trennkanalisation im MONERIS Datensatz zeigte deutliche Abweichungen ohne Regelmäßigkeit. Von einer weiteren Verwendung der SCHTURM Daten wurde in dieser Phase daher abgesehen. Für die Darstellung der Gesamtsituation im Folgeprojekt, in der auch ein Pegelabgleich durchgeführt wird, soll jedoch getestet werden, ob der SCHTURM Datensatz geeignet ist in einzelnen EZG mit hohen Anteilen Urbaner Emissionen zu einer verbesserten Modellanpassung führt.

2.1.5 Kläranlagendaten

Die vorliegenden Daten zu den kommunalen Kläranlagen in Oberösterreich decken den Zeitraum 2001 bis 2013 ab. Für die Einzeljahre 2001, 2002, 2004, 2006 und 2008 stammen die Daten aus der Kläranlagendatenbank des Bundes (KA-DB). Die geraden Jahre wurden dabei für die Erstellung der Lageberichte genutzt und stellen daher qualitätsgeprüfte Daten dar. Von 2010 bis 2013 konnten jährliche Daten aus dem Emissionsregister für Oberflächenwasserkörper (EMREG-OW) genutzt werden. Während in EmReg ausschließlich Kläranlagen >2000 EW meldepflichtig sind, haben in der KA-DB eine Vielzahl von Kläranlagen <2000 EW ebenfalls ihre Daten gemeldet. Dies stellt eine zusätzliche Information dar. Wurden die Daten bis in die Jahre 2006 oder 2008 gemeldet, wurde ein Mittelwert der bestehenden Daten in die folgenden Jahre übertragen, um die Kläranlagenemissionen der Anlagen < 2000 EW in den Jahren ab 2008 nicht auszulassen. Kläranlagen, die in der KA-DB nur bis 2004 oder früher gemeldet haben, wurden dagegen nicht weiter berücksichtigt.

Dokumentierte Schließungen von Kläranlagen gehen in das aufgesetzte Kläranlagenregister für Oberösterreich mit ein.

Grundsätzlich wurden die Kläranlagen IDs, die örtliche Beschreibung, die EW, die Ablaufmengen, die Ablaufrachten für N und die Ablaufrachten für P aus den Kläranlagendatenbanken abgefragt. Eine

Abfrage der Kläranlagenemissionen im EmReg umfasst beim Stickstoff neben der Abfrage nach N_{gesamt} auch eine Abfrage von $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und dem CSB (Berechnung des organischen N Anteils) aus dem die N_{gesamt} Fracht für die Kläranlagen berechnet werden muss, die N_{gesamt} nicht als Einzelparameter melden.

Die Koordinaten der Einleitpunkte der Kläranlagen wurden aus der aktuellsten Zuordnung aus EmReg entnommen, und wenn notwendig aus den älteren Koordinaten der KA-DB ergänzt (Kläranlagen <2000 EW). Über eine Verschneidung mit den Einzugsgebietsgrenzen und Zuordnung zum Vorfluternamen wurde die Einleitung dem EZG zugeordnet und die Unterscheidung in „Main River“ und „Tributary River“ für MONERIS durchgeführt.

2.2 Verbesserung der Datenhaltung (Inputdatenmodell)

2.2.1 Maßnahmenberechnung Phosphor

Grundlagen Bodenabtragsberechnung

Der Bodenabtrag auf landwirtschaftlichen Flächen wird wie auch bereits bisher mithilfe der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (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

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 (genauere Beschreibung der Maßnahmen siehe Zessner et al., 2014):

- P1a durchgehende Bodenbedeckung
- P1b durchgehende Bodenbedeckung auf steilen Hängen
- P3/4m (maximale) Begrünung von Acker
- P5 Fruchtfolgeauflage auf steilen Hängen

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 Höhe der angenommenen Teilnahmequoten sind im Endbericht des Vorprojektes (Zessner et al., 2014) enthalten. Die Teilnahme kann aber grundsätzlich im vorliegenden Inputdatenmodell im Rahmen der möglichen Spannweite frei bestimmt werden.

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.

2.2.2 Maßnahmenberechnung Stickstoff

Grundlagen Nährstoffbilanzierung

Zur Berechnung der Nährstoffbilanzen werden wie in den bisherigen Berechnungen die Nährstoffeinträge den –austrägen gegenübergestellt:

Einträge:

- Düngung aufgrund des eingeschätzten Nährstoffbedarfs (N,P)
- Nährstoffüberschuss aus Tierhaltung (N,P)
- Symbiontische Luftstickstofffixierung (N)
- Nichtsymbiontische 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 Schlägebene 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 einer hohen Ertragslage ausgehen, wenn mindestens 2 mal in den Jahren 2001-2013 hohe Erträge bei der entsprechenden Kultur auftreten. In allen anderen Fällen wird von einer mittleren Ertragslage als Grundlage für den Düngebedarf ausgegangen bzw. werden für seltene und damit flächenmäßig weniger bedeutende Kulturen, die nicht in den Richtlinien für die Sachgerechte Düngung enthalten sind, 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.

Nicht symbiotische 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 der gasförmigen Verluste bei 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 Nährstoffbilanzierung

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 (Kapitel 2.2.1). 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
- N2 durchgehende Bodenbedeckung ohne Nutzung
- N3m (maximale) Begrünung von Acker
- N6 Düngebeschränkung auf mittlere Ertragslage (2 Tabellenblätter)
- N7 Düngung nach Bodenvorrat
- N12 späterer Düngezeitpunkt zu Mais
- N13 Erweiterung der Lagerkapazität
- N14 Abluftreinigung der Stallluft

In jedem dieser Tabellenblätter ist eine Spalte vorgesehen, in welcher die Teilnahmequote an der entsprechenden Maßnahme angegeben werden kann. Die Höhen der angenommenen Teilnahmequoten sind im Endbericht des Vorprojektes „Konzipierung und Ausrichtung übergeordneter strategischer Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in oberösterreichische Fließgewässer“ (August 2014) enthalten und stellen realistische Umsetzungsszenarien dar. Die Teilnahme kann aber grundsätzlich im vorliegenden Inputdatenmodell im Rahmen der möglichen Spannweite frei bestimmt werden.

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.

2.2.3 Maßnahmenberechnung Kläranlagen

Die Aufbereitung der Kläranlagendaten in:

- i. einer zeitlich verbesserten Auflösung (Jahres bis Zweijahresschritte)
- ii. Einer räumlich besseren Auflösung (Zuordnung der einzelnen Kläranlagen in die Einzugsgebiete)

bietet die Möglichkeit für jedes Einzugsgebiet auf der Ebene einzelner Kläranlagen die Wirksamkeit von Maßnahmen zu berechnen.

Die Berechnung der Maßnahmenwirksamkeiten findet dabei, wie bislang auch, durch eine Minderung der Punktquellenemissionen gemäß den Szenarien statt, die in Zessner et al., 2014 näher beschrieben worden sind. Darüber hinaus können nun auch verbessert Maßnahmen auf einzelnen Kläranlagen dargestellt werden.

3 Literaturstudie über die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen

Für eine weitere Verbesserung der Prognosefähigkeit von PhosFate werden hier Kennwerte über die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen aus der Literatur evaluiert. Diese Kennwerte sollen genutzt werden, um die über das Modell ausgewiesenen Wirksamkeiten von Gewässerrandstreifen zu validieren. Dabei wird speziell auf eine Abhängigkeit der Wirksamkeit von der von oberhalb eingetragenen Fracht geachtet. In Bezug auf MONERIS sollen die hier zusammengetragenen Informationen dazu genutzt werden, um die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf Einzugsgebietsebene abzuschätzen, und um damit in weiterer Folge eine Prognose der Wirksamkeit dieser Maßnahme vornehmen zu können.

Darüber hinaus beleuchtet diese Literaturstudie neben der aktuellen Wirksamkeit auch die langfristige Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen und liefert Hinweise, wie Gewässerrandstreifen angelegt und betrieben werden sollen, damit auch längerfristig mit einer Retentionsleistung für Nährstoffe zu rechnen ist, und sie mit der Zeit nicht zu einer Nährstoffquelle werden.

3.1.1 Funktion von Gewässerrandstreifen

Gewässerrandstreifen beeinflussen durch Veränderung der Oberflächenabflussvorgänge den Phosphoreintrag in angrenzende Gewässer. Phosphor, der aus dem Ursprungsfeld durch Oberflächenabfluss mobilisiert wird, wird durch physikalische Prozesse wie Deposition und Infiltration im Gewässerrandstreifen zurückgehalten. Im Folgenden werden diese Prozesse kurz zusammengefasst.

Bei intensiven Niederschlagsereignissen wird der im Boden vorhandene Phosphor – der durch Düngung vielfach angereichert wurde – durch Oberflächenabfluss abgeschwemmt und in gelöster oder partikulärer (an Bodenpartikel gebundener) Form transportiert. Wenn der Oberflächenabfluss den Gewässerrandstreifen erreicht, so verliert er aufgrund der rauerer Bodenoberfläche an Fließgeschwindigkeit. Da sich die Fähigkeit des Abflusses Partikel zu transportieren reduziert, lagern sich diese vermehrt auf der Bodenoberfläche ab und partikulärer Phosphor wird zurückgehalten (Abbildung 2). Der Verlust an Fließgeschwindigkeit erhöht zudem die Kontaktzeit zwischen Oberflächenabfluss und Boden. Dies kann zu einer verstärkten Infiltration des Abflusses führen, wodurch eine Adsorption von gelöstem Phosphor an Bodenpartikeln begünstigt wird.

Im Regelfall kann nicht der gesamte Oberflächenabfluss vom Gewässerrandstreifen aufgenommen werden, da Böden eine limitierte Infiltrations- und Speicherkapazität für Wasser aufweisen. Ist der Boden gesättigt oder wird die Infiltrationskapazität erreicht, fließt der noch verbleibende Anteil weiter hangabwärts und endet in der Regel im Gewässernetz.

Die Speicherung von Phosphor in Gewässerrandstreifen unterscheidet sich in Abhängigkeit der vorliegenden Bindungsform. Während partikulärer Phosphor sich eher an der Oberfläche ansammelt, geschieht der Rückhalt von gelöstem Phosphor ausschließlich durch Infiltration im Bodenkörper. Im Boden wird dabei gelöster Phosphor durch Adsorption an Bodenpartikel gebunden oder im Porenwasser eingeschlossen (Okklusion). Nach diesen initialen, physikalischen Prozessen, die innerhalb weniger Minuten nach einem Niederschlagsereignis ablaufen, wird der Phosphorkreislauf im Boden durch viel langsamere, biologische und geochemische Prozesse dominiert, die über einen Zeitraum von Tagen bis hin zu Jahren ablaufen.

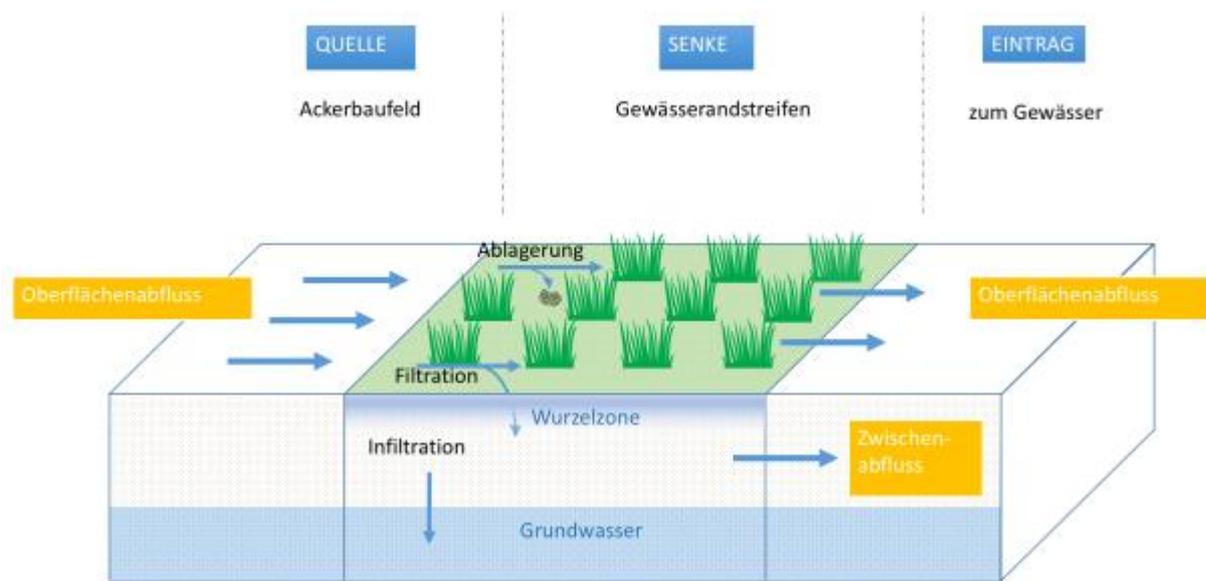


Abbildung 2: Grundprinzip des Gewässerrandstreifensystems

3.1.2 Versuchsflächen vs. Feldbedingungen

Die potentielle Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen zur Reduktion des Phosphoreintrages aus landwirtschaftlichem Oberflächenabfluss wurde bereits an einer Vielzahl von Versuchsflächen untersucht. Für Gewässerrandstreifen zwischen 3 und 50 m Breite werden Reduktionen der Gesamtposphorkonzentration im Abfluss zwischen 29 und 98% berichtet, wobei bei einer Breite von 15 m und mehr die Reduktion im Durchschnitt größer als 75% ist. Die überwiegende Mehrheit dieser Studien behandelt Einzelereignisse unter stationären Bedingungen mit einem Wiederkehrintervall von ein bis fünf Jahren, um die kurzfristige Wirksamkeit einzelner Faktoren wie Gefälle oder Breite zu studieren. Nur wenige Studien befassen sich mit konzentriertem Abfluss (Dillaha et al., 1989; White und Arnold, 2009; Blanco-Canqui et al., 2006). Letzterer beurteilte Gewässerrandstreifen bei konzentriertem Abfluss und kam zum Schluss, dass die Phosphorretention bei konzentriertem Abfluss um 10 bis 25% geringer als bei flächigem Abfluss ist.

Studien über die Langzeitwirksamkeit unter natürlichen Bedingungen weisen dahingegen oft geringere Retentionsraten für Gesamtphosphor auf als Studien auf Versuchsflächen. Daniels und Gilliam (1996) untersuchten über einen Zeitraum von zwei Jahren natürliche und künstlich angelegte Randstreifen unterschiedlicher Länge unter landwirtschaftlichen Bedingungen. Ihren Ergebnissen zufolge werden rund 50% des am Feldrand eingetragenen Gesamtphosphors sowie maximal 20% des gelösten Phosphors bzw. des Phosphates zurückgehalten. In einer anderen Studie mit einem Beobachtungszeitraum von zehn Jahren berichtet Uusi-Kämpä (2008) von einer Reduktion des Gesamtphosphors im Oberflächenabfluss von 40% bei einem Gewässerrandstreifen von 10 m Breite verglichen mit einer Fläche ohne Gewässerrandstreifen.

Um den Unterschied in der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen zwischen experimentellen Versuchsflächen und Versuchsflächen unter realen Feldbedingungen näher zu erkunden, wurde eine Metaanalyse von 17 Studien durchgeführt. Eine logarithmisch transformierte lineare Korrelationsanalyse zwischen dem Rückhalt von Gesamtphosphor (TP) und Gewässerrandstreifenbreite der Ergebnisse dieser Studien für Versuchsflächen und

landwirtschaftliche Felder (Abbildung 3) ergab unterschiedliche Werte für den Pearson-Korrelationskoeffizienten:

- Versuchsflächen: $r = 0,75$ ($n = 45$)
- Feldbedingungen: $r = 0,20$ ($n = 18$)

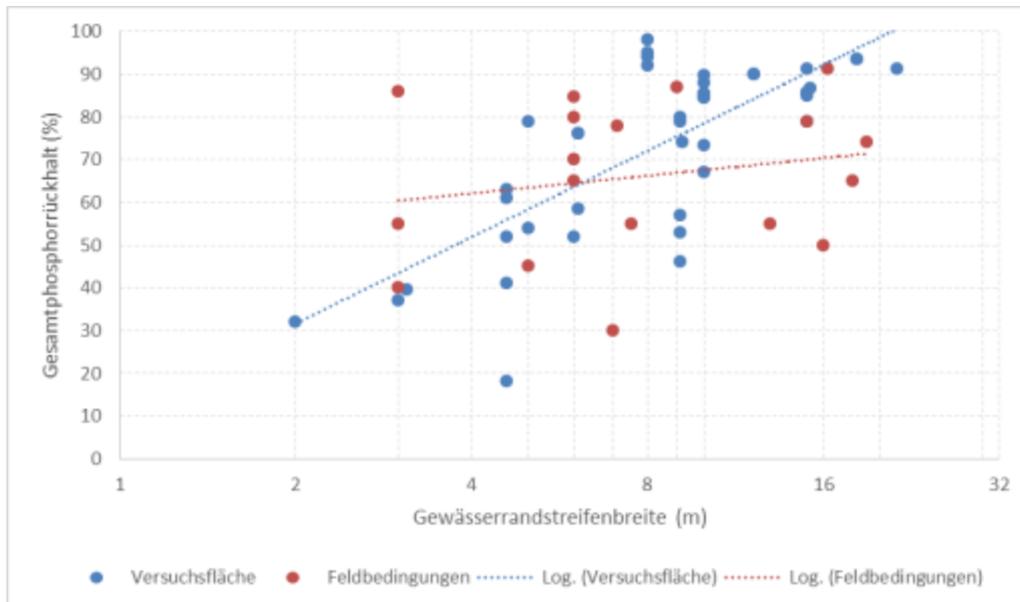


Abbildung 3: Log transformiertes Streudiagramm des Gesamtphosphorrückhaltes in % in Abhängigkeit der Breite von Gewässerrandstreifen in m. Die Trendlinien dienen einer besseren Veranschaulichung

Dieses Resultat ist zum einen ein deutlicher Hinweis darauf, dass neben der Breite noch weitere Faktoren die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen wesentlich beeinflussen (siehe Kapitel 3.1.3), und zum anderen untermauert es die bereits durch die Literaturrecherche herausgearbeiteten Unterschiede zwischen der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf experimentellen Versuchsflächen und unter realen Feldbedingungen. Während der Gesamtphosphorrückhalt bei Versuchsflächen mit der Breite von Gewässerrandstreifen deutlich zunimmt und bei einer Breite von mehr als 15 m im Bereich von 75% und darüber liegt, ist der Zusammenhang mit der Gewässerrandstreifenbreite bei Feldbedingungen deutlich geringer ausgeprägt und selbst bei einer größeren Breite kann der Rückhalt lediglich bei etwa 50% liegen. In weiterer Folge soll den zugrundeliegenden Einflussfaktoren und Prozessen näher nachgegangen werden.

3.1.3 Einflussfaktoren auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen

Die Mehrzahl der durch gezieltes Umweltmanagement veränderbaren Faktoren steht in direktem Zusammenhang mit dem Aufbau der Filterstreifen. Es ist daher naheliegend, die Einflussfaktoren in Abhängigkeit ihres relativen Verhältnisses zum Filtersystem zu klassifizieren:

- Interne Faktoren (endogene Faktoren) sind dem Filtersystem inhärent. Sie beeinflussen die Kontaktdauer des Oberflächenabflusses mit der Vegetation, die Infiltrationsrate sowie Nährstoffumwandlungsprozesse. Zu den endogenen Faktoren zählen neben Breite, Gefälle, Bodenbeschaffenheit und Pflanzendecke von Gewässerrandstreifen unter anderem auch Abflusskonzentrationen innerhalb von Filterstreifen.
- Externe Faktoren (exogene Faktoren) wirken von außen auf das Filtersystem ein. Sie bestimmen die Eigenschaften des zufließenden Abflusses wie Menge und

Phosphorkonzentration sowie Art (flächhaft, konzentriert). Diese Eigenschaften sind abhängig vom Klima, von den landwirtschaftlichen Praktiken, der Topographie (entwässerte Fläche sowie deren Gefälle, Abflusswege) und der Bodenbeschaffenheit.

In den folgenden Kapiteln erfolgt eine Darstellung der für die Effektivität von Filterstreifen relevantesten internen und externen Faktoren. Die Literaturrecherche hat allerdings gezeigt, dass der Großteil der existierenden Studien und Experimente sich vorwiegend auf interne Faktoren bezieht.

3.1.3.1 Vegetation

Zwei Vegetationsmerkmale verstärken das Ausmaß der physikalischen Stoffretention durch Filterstreifen wesentlich: eine dichte Bodenvegetation sowie ein dichtes, aus einer großen Anzahl an feinen Wurzeln bestehendes Wurzelwerk. Zum einen bewirkt Erstere durch Erhöhung der hydraulischen Rauigkeit eine Reduktion der Fließgeschwindigkeit und der für den Partikeltransport vorhandenen Energie, zum anderen erhöht Letztere die Permeabilität sowie Porosität des Bodens und führt so zu einem Anstieg der Infiltrationsrate und -menge.

Die Antwort auf die Frage, ob grasbewachsene oder bewaldete Filterstreifen zur Reduktion des Phosphoreintrages besser geeignet sind, ist von der mehrheitlich vorhandenen Phosphorform sowie der im System vorherrschenden Transformationsprozesse abhängig. Grasbewachsene Gewässerrandstreifen scheinen am besten geeignet zu sein, um sedimentgebundenen (partikulären) Phosphor abzufangen und kommen deshalb bevorzugt zur Reduktion des Phosphoreintrages in ackerbaulichem Kontext zur Anwendung. Die hohe Dichte der Grashalme bei flächendeckendem Bewuchs stellt ein größeres Abflusshindernis dar als Büsche oder Bäume. Durch ihr dichtes, faseriges Wurzelwerk wird die Permeabilität des Bodens erhöht und die Infiltration des Oberflächenabflusses erleichtert; beides in einem wesentlich größeren Ausmaß als dies bei dicken Pfahlwurzeln der Fall wäre. Stabilere, mehrjährige Gräser eignen sich hierbei besser als flexiblere, einjährige Gräser.

Ein weiterer Parameter, der bereits in zahlreichen Studien untersucht wurde, ist die Höhe der Pflanzendecke. Die Wissenschaft ist sich einig, dass eine kurzgeschnittene Vegetation eine bessere Rückhalteleistung bietet. Pearce et al. (1997) zeigten, dass eine kurz geschnittene Vegetation zu bevorzugen ist, da sie durch Regen oder Abfluss nicht geknickt werden kann. Umgeknicktes Gras erschafft ideale Routen für Abflüsse, was eine Verminderung der Retentionsfähigkeit der Grasfläche in Bezug auf eingetragene Schwebstoffe zur Folge hat. Ferner kamen Cole et al. (1997) zu dem Schluss, dass eine Erhöhung der maximalen Vegetationslänge von 1,3 auf 3,8 cm keinen signifikanten Einfluss auf die Nährstoffrückhalteleistung mit sich brachte. Solange der Wasserstand nicht wesentlich höher als die Höhe der Vegetation ist, bleibt der Strickler-Beiwert quasi konstant.

Andererseits scheinen bewaldete Filterstreifen die zu bevorzugende Möglichkeit zur Retention von gelösten Nährstoffen darzustellen. Ihr tieferes Wurzelwerk ermöglicht es, Nährstoffe auch aus tieferen Bodenschichten aufzunehmen. Jungbestände und Sträucher zeigen dabei eine bessere Wirksamkeit, was auf die höhere Nährstoffaufnahme während der Wachstumsphase und verstärkte mikrobiologische Aktivität im Boden zurückzuführen ist.

Phosphor im Oberflächenabfluss von Ackerflächen liegt in gelöster und ungelöster (partikulärer) Form vor. Der Anteil an gelöstem Phosphor beträgt in der Regel weniger als 20% der Gesamtmenge. Bei überwiegend reduktiven Bodenbedingungen aufgrund saisonaler Schwankungen der mikrobiellen Aktivität und saisonaler Verfallsprozesse pflanzlicher Biomasse kann der Anteil an gelöstem Phosphor

allerdings auf bis zu 50% des Gesamtphosphors ansteigen. Dieser Anteil des Phosphors, zumeist in Form von Phosphat, weist eine höhere chemische Aktivität auf als Phosphor in partikulärer Form.

Insgesamt besteht in der Literatur bisher allerdings kein eindeutiger Konsens darüber, ob bewaldete oder krautige Filterstreifen als effektiver anzusehen sind. Während in einigen Studien keine klaren Unterschiede in der Reduktion von Sediment- und Nährstoffeinträgen nachgewiesen werden konnten (Daniels und Gilliam, 1996; Syversen, 1995, zit. bei Dorioz et al., 2006; Mayer et al., 2007), zeigen andere Arbeiten eine bessere Eignung von krautigen Pflanzen (Cooper et al., 1986; Parsons et al., 1994, zit. bei Dorioz et al., 2006; Lee et al., 2003). Eine dritte Autorengruppe vertritt die Meinung, dass die Kombination von bewaldeter und krautiger Vegetation einen vernünftigen Kompromiss darstellt (Young et al., 1980, zit. bei Wenger, 1999; Lowrance et al., 1997, zit. bei Wenger, 1999, Wenger, 1999). Dem halten Dorioz et al. (2006) entgegen, dass die kombinierte Verwendung verschiedener Vegetationsformen wie Kräutern, Bäumen, Sträuchern oder Junggräsern die Effektivität von Filterstreifen reduziert.

Generell ist zu beachten, dass Gewässerrandstreifen aus heimischen Pflanzen zusammengesetzt sein sollen, welche an Klima, Boden und individuelle hydrologische Verhältnisse gut angepasst sind. Es ist daher ratsam sich als Ausgangspunkt für die Planung der Begrünung an der Zusammensetzung des natürlichen Bewuchses der angrenzenden Uferzonen zu orientieren.

Dosskey et al. (2010) analysierten die Rolle von Pflanzen in Gewässerrandstreifen und haben festgestellt, dass Pflanzenbestand, -art und Saisonabhängigkeit den Phosphorrückhalt sowie die Mobilisation beeinflussen. In frühen Sukzessionsstadien steigt die Inkorporation von Phosphor in Pflanzenbiomasse rasch an, erreicht dann ihr Maximum und stagniert bis ein Gleichgewichtszustand erreicht wird bzw. sie sich mit zunehmendem Alter wieder reduziert. Dennoch stellen Pflanzen sogar in reifen biotischen Gemeinschaften mit einem Nettowachstum von nahezu null ein Auffangbecken für Phosphor dar. So bilden verholzende Arten beispielsweise einen wesentlich größeren Phosphorspeicher als Gräser.

Weiters werden verwesende Pflanzen im oder auf der Bodenoberfläche durch Mikroorganismen zersetzt, welche Phosphor in gelöster Form abgeben, der dann wiederum durch Niederschlagswasser ausgeschwemmt werden kann. Es wurde außerdem beobachtet, dass der herbstliche Blattverlust von Laubbäumen zu einer erhöhten Phosphorauswaschung im Frühjahr führt, da die Zersetzung der abgestorbenen Blätter durch den Temperaturanstieg begünstigt wird. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass regelmäßige Vegetationsernte eine erfolgsversprechende Methode zur Erhaltung einer konstant hohen Phosphoraufnahme und zur dauerhaften Entfernung von Phosphor aus dem System darstellt (Vought et al., 1994, zit. bei Wenger, 1999; Wenger, 1999).

Abschließend kann festgestellt werden, dass die Vegetation eine wesentliche Komponente von Gewässerrandstreifen darstellt. Ob einer krautigen oder verholzenden Bepflanzung der Vorzug zu geben ist, muss in Abhängigkeit der vorherrschenden Phosphorform und den zu erwartenden Transformationsprozessen im Boden beurteilt werden. Für die bei Ackerflächen typischen Oberflächenabflüsse mit vorwiegend partikulärem Phosphor ist allerdings die Verwendung von grasbewachsenen Filterstreifen zu empfehlen. Die einzelnen Pflanzen sollen hierbei ausreichend widerstandsfähig sein, um den Kräften des Oberflächenabflusses Stand zu halten, und hoch genug, um die Wasseroberfläche zu überragen. Im Fall eines grasbewachsenen Randstreifens ist zudem ein jährlicher Pflanzenschnitt notwendig, um Phosphor dauerhaft aus dem System zu entfernen und einer kontinuierlichen Reduktion der Aufnahmekapazität des Filters entgegen zu wirken.

3.1.3.2 Hangneigung

Die Hangneigung ist eine inhärente Eigenschaft jeder Ackerfläche und jedes Gewässerrandstreifens und gilt als wichtigster standortabhängiger Einflussfaktor in Hinsicht auf die Effektivität des Phosphorrückhaltes. Mit zunehmender Hangneigung steigt die Fließgeschwindigkeit und damit die kinetische Energie des Oberflächenabflusses. Dies bringt ein höheres Erosionspotential sowie eine größere Sedimenttransportkapazität des Wassers mit sich. Zum einen erleichtert ein stärkeres Gefälle von Ackerflächen die Auswaschung und den Transport von Sedimenten, zum anderen führt ein stärkeres Gefälle von Randstreifen durch Verringerung der Kontaktzeit des Abflusses mit der Pflanzenoberfläche zu einer Verringerung der Sedimentierung und der Infiltration.

Ackerflächen und Gewässerrandstreifen sind auf demselben Hang lokalisiert. Je nach Geomorphologie des Einzugsgebietes können sie dieselbe oder auch unterschiedliche Hangneigungen aufweisen. Abhängig davon, bei welcher der beiden Flächen das Gefälle stärker ausgeprägt ist, ergeben sich unterschiedliche Eigenschaften des Abflusses. In der Literatur finden sich zahlreiche Hinweise dafür, dass eine stärkere Hangneigung von Filterstreifen die Effizienz der Gesamtphosphorretention verringert. Bemerkenswerterweise betrachten jedoch nur wenige Autoren den Hangneigungsgrad als unabhängigen Einflussparameter und nahezu keine Arbeit befasst sich mit der Beurteilung potentieller Effekte einer unterschiedlichen Hangneigung der Ackerfläche im Vergleich zum Filterstreifen. Dillaha et al. (1988) stellten fest, dass bei einem 4,6 m breiten Gewässerrandstreifen bei Zunahme seiner Hangneigung von 11 auf 16% die Gesamtphosphorretention von 63 auf 52% abnahm und bei einer Breite von 9,1 m sogar von 80 auf 57%. Dies zeigt, dass die Hangneigung von Filterstreifen und das Ausmaß der Phosphorreduktion in einem umgekehrten Verhältnis zueinanderstehen. Syversen (2005) kam zum Schluss, dass sich mit geringerer Hangneigung von Randstreifen deren Filtereffektivität erhöht, führt dies aber eher auf differierende Vegetationsbedingungen als auf unterschiedliche Gefälle zurück. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen Dosskey et al. (2008), die das Verhalten von Gewässerrandstreifen anhand von Simulationen untersuchten und dabei feststellten, dass die Phosphor- und Sedimentretention mit stärkerem Gefälle geringer war. Eine kanadische Studie von Sheppard et al. (2006), die sich mit der Effizienz von Filterstreifen in flachem Gelände (Hangneigung kleiner 1%) befasst, zeigt, dass die Bildung von kleinen Wasserflächen an topographischen Tiefpunkten vermehrt dazu führen kann, dass gelöster Phosphor das Filtersystem umgeht.

Hinsichtlich der Retention von gelöstem Phosphor erlaubt die Literatur keine eindeutige Schlussfolgerung, da keine klare Abhängigkeit der Filtereffizienz von der Hangneigung von Randstreifen nachgewiesen werden konnte. Patty et al. (1997) führten Experimente zur Entfernung von gelöstem Phosphor aus Oberflächenabflusswasser mit grasbewachsenen Filterstreifen unter verschiedenen Bodenbedingungen und Anbaumethoden durch, wobei Streifen mit Breiten von 6, 12 und 18 m bei Hangneigungen von 7, 10 und 15% zum Einsatz kamen. Die Ergebnisse zeigen eine Reduktion der Filtereffizienz für gelösten Phosphor um 22 bis 89% mit zunehmendem Gefälle, aber keine eindeutige Beziehung zwischen den beiden Variablen. Die Studienautoren führen die abweichenden Ergebnisse auf andere, von der Hangneigung unabhängige Faktoren zurück.

Die von uns durchgeführte Analyse des Verhältnisses zwischen dem Grad der Hangneigung von Gewässerrandstreifen und der Effizienz ihrer Filterfunktion gestaltete sich schwierig, da viele Autoren ihre Ergebnisse zusammengefasst in sehr unterschiedliche Kategorien präsentieren. Zum Zeitpunkt unserer Recherche lag nicht ausreichend verwertbares Datenmaterial im nötigen Detailgrad vor, um

eine aussagekräftige Korrelationsanalyse durchzuführen. Als Alternative dazu führten wir eine vereinfachte Analyse durch und unterteilten die vorhandenen Daten in zwei Gruppen. Wir verglichen Filterstreifen mit einer Hangneigung größer 5% und einer Hangneigung kleiner oder gleich 5%, um zu eruieren, ob es jenseits des Schwellenwertes von 5% zu einer Verringerung der Effizienz der Filterfähigkeit kommt.

Eine logarithmisch transformierte lineare Korrelationsanalyse zwischen Gesamtphosphorrückhalt und Filterstreifenbreite dieser beiden Gruppen (Abbildung 4) ergab unterschiedliche Werte für den Pearson-Korrelationskoeffizienten:

- $\leq 5\%$ Gefälle: $r = 0,61$ ($n = 54$)
- $> 5\%$ Gefälle: $r = 0,49$ ($n = 11$)

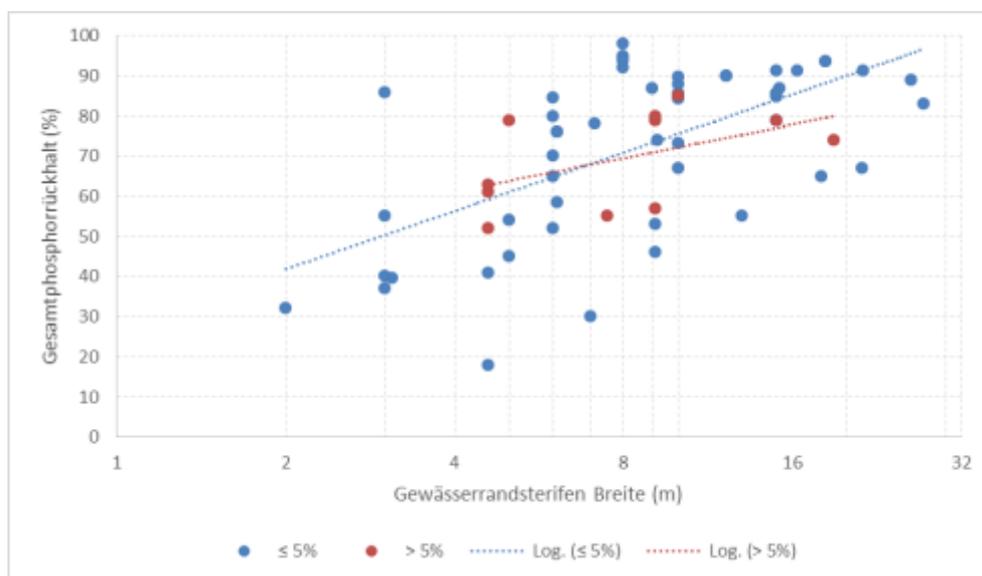


Abbildung 4: Log transformiertes Streudiagramm des Gesamtphosphorrückhaltes in % in Abhängigkeit der Breite von Filterstreifen in m. Blaue Punkte: Gefälle des Gewässerrandstreifes kleiner oder gleich 5%; rote Punkte: Gefälle des Gewässerrandstreifes größer 5%. Die Trendlinien dienen einer besseren Veranschaulichung

Dieses Ergebnis weist darauf hin, dass die Hangneigung die Gesamtphosphorretention beeinflusst. Es lässt sich folgern, dass bei Gefällen $\leq 5\%$ tendenziell eine positivere Beziehung zwischen der Randstreifenbreite und dem Phosphorrückhalt als bei Gefällen $> 5\%$ besteht. Damit wird die bestehende Hypothese, dass eine zunehmende Hangneigung (bei ansonsten gleichbleibenden Bedingungen) mit einer abnehmenden Phosphorfilterleistung einhergeht, zumindest in ihrer Tendenz bestätigt.

Zusammenfassend kann somit festgehalten werden, dass bei gleichbleibenden Rahmenbedingungen ein höheres Gefälle von Filterstreifen mit einer niedrigeren Filterleistung einhergeht. Eine höhere Hangneigung von Ackerflächen geht außerdem mit einem höheren Erosionspotential und einer höheren Sedimenttransportkapazität einher. Übertragen auf den vorliegenden Kontext hat dies eine verstärkte Sedimenteinschwemmung von Ackerflächen in Gewässerrandstreifen zur Folge. Gleichzeitig verringern höhere Fließgeschwindigkeiten die Kontaktzeit zwischen Oberflächenabfluss und Vegetation steiler Filterstreifen mit folglich geringeren Sedimentablagerungs- und Infiltrationsraten.

Welche Rolle die Hangneigung im Zusammenhang mit gelöstem Phosphor einnimmt, ist nicht eindeutig zu beantworten. Da aber nur ein geringer Anteil des gelösten Phosphors durch Oberflächenabfluss in Gewässerrandstreifen gelangt, scheint dieser von eher untergeordneter Bedeutung zu sein. Die Auswirkungen der Hangneigung sollten jedenfalls bei der Planung von Gewässerrandstreifen berücksichtigt werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich die Verringerung der Effektivität der Filterfunktion bei stärkerem Gefälle zumindest teilweise durch eine Gewässerrandstreifenverbreiterung kompensieren lässt. Aus der vorhandenen Literatur können allerdings keine konkreten Empfehlungen für solche Verbreiterungen abgeleitet werden.

3.1.3.3 Bodeneigenschaften

Die Bodeneigenschaften haben wesentlichen Einfluss auf die Phosphorfreisetzung aus landwirtschaftlichen Flächen sowie auf die Filtereffektivität von Gewässerrandstreifen. Sie wirken sich auf Bildung von Oberflächenabfluss, Ausschwemmung von Phosphor und Sedimenten sowie Ablagerung und Infiltration aus.

Die Bodentextur ist ein bestimmender Faktor in Bezug auf Menge und Größe der potentiell mobilisierbaren Sedimentpartikel auf Ackerflächen. Zum einen verfügen die feinen Tonpartikel über eine stärker ausgeprägte Phosphorbindungsfähigkeit als die groben Sandpartikel, zum anderen besitzen tonige Böden eine stärkere Kohäsion der einzelnen Bodenpartikel untereinander und in weiterer Folge eine reduzierte Vulnerabilität gegenüber Erosion als Böden mit einem hohen Anteil an Sand oder Schluff. Dafür weisen grobkörnigere Bodentexturen höhere Infiltrationsraten auf und können nur unter erhöhtem Energieaufwand mobilisiert werden (schwere Bodenpartikel). Die Böden mit einer mittleren Textur liegen mit ihren Eigenschaften in der Mitte dieses Spektrums: Während die Partikel aufgrund ihrer Größe durch Kohäsionskräfte nicht mehr ausreichend zusammengehalten werden, sind sie dennoch klein genug, um noch leicht mobilisiert zu werden. In Zusammenschau kann dies als Erklärung für die höhere Sediment- und Phosphorausschwemmung bei Böden mit hohem Schluffanteil gesehen werden.

In ähnlicher Weise beeinflusst die Bodentextur auch die Effizienz von Gewässerrandstreifen. Die höchste Filterkapazität wird bei grober Bodentextur (Sand) aufgrund der hohen Infiltrationskapazität erreicht. Allerdings ist bei Böden, die größtenteils aus Sand bestehen, die Gefahr gegeben, dass das abfließende Wasser so schnell aufgenommen wird und ins Grundwasser drainiert, dass keine Filterung durch das Pflanzenwurzelwerk möglich ist (Wenger, 1999). Der Großteil des Phosphors lagert sich innerhalb der ersten Meter des Filterstreifens ab, wobei die Menge mit der Entfernung exponentiell abnimmt, da die im Oberflächenabfluss vorhandene Zahl der Partikel, die groß genug ist, um sich abzusetzen, durch die Sedimentation stetig weniger wird. Die Ablagerung kleiner, Kolloide bildender Tonpartikel wird durch weitere Vorgänge wie das Auftreten turbulenter Strömungen bestimmt. Gemäß White und Arnold (2009) ist der Rückhalt von Stoffen aus moderat belastetem Oberflächenabfluss mit einem hohen Anteil an Ton nahezu nicht vorhanden. In einer anderen Studie von Schwer und Clausen (1989) wurden große Unterschiede zwischen der Retention von Gesamtphosphor im Vergleich zu gelöstem Phosphor in zwei grasbewachsenen Gewässerrandstreifen festgestellt. Es ergaben sich für Filterstreifen auf sandigem Boden Retentionsraten von 92% für Gesamtphosphor und 98% für gelösten Phosphor, verglichen mit 33% bzw. 12% für Streifen auf schluffigem Ton.

Das Redoxpotential des Bodens hat keinen direkten Einfluss auf die Fähigkeit Phosphor aus Oberflächenabfluss abzufangen, birgt jedoch das Potential große Menge an im Boden gespeicherten

Phosphor wieder freizusetzen. Die primären Retentionsmechanismen von Phosphor im Boden – Adsorption an Ton und organischen Substanzen sowie Lösung als Phosphat im Bodenwasser – werden durch den Redoxzustand beeinflusst. Unter anaeroben Bodenverhältnissen, zum Beispiel bei wasserreichen bzw. wassergesättigten und schlecht durchlüfteten Böden, können sich Phosphate von den Bodenpartikeln desorbieren und sich im Bodenwasser als Phosphate freisetzen. Diese gelangen dann entweder im Zuge von Abflussvorgängen zurück an die Oberfläche oder ins Grundwasser, um schlussendlich in einem Gewässer zu enden. Dieser Prozess wird allerdings durch die Sättigung von Lösungsstellen beschränkt, denn ab einem gewissen Punkt wird die Lösungskapazität des Bodens überstiegen und es entstehen Ausfällungen von Phosphaten mit Fe^{3+} und Al^{3+} in saurem Milieu bzw. mit Ca^{2+} in basischem Milieu.

Um ein besseres Verständnis der Verbindung zwischen Bodentextur und Phosphorrückhalt in Gewässerrandstreifen zu erlangen, wurde auf Basis der Ergebnisse der Literaturrecherche eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Die Bodentextur wurde nach dem Schema des US Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service (USDA-NRCS, 2014) klassifiziert und in Gruppen zusammengefasst. Da die meisten der Experimente für mittelgrobe Bodentexturen durchgeführt wurden, erscheinen die vorhandenen Daten für aussagekräftige Analysen zu den gröbsten und feinsten Bodentexturen nicht auszureichen. Um dies zu umgehen, wurden die Texturgruppen „sehr grob“ und „grob“ unter „grob“ zusammengefasst und die Gruppen „mittel“ und „fein“ unter „mittel + fein“, sodass die Bodentextur auf die zwei Kategorien „mittel + fein“ und „grob“ begrenzt wurde (Abbildung 5).

Die logarithmisch transformierte lineare Korrelationsanalyse zwischen Gesamtphosphorrückhalt und Filterstreifenbreite ergab unterschiedliche Werte für den Pearsons-Korrelationskoeffizienten:

- „mittel + fein“: $r = 0,76$ ($n = 39$)
- „grob“: $r = 0,26$ ($n = 25$)

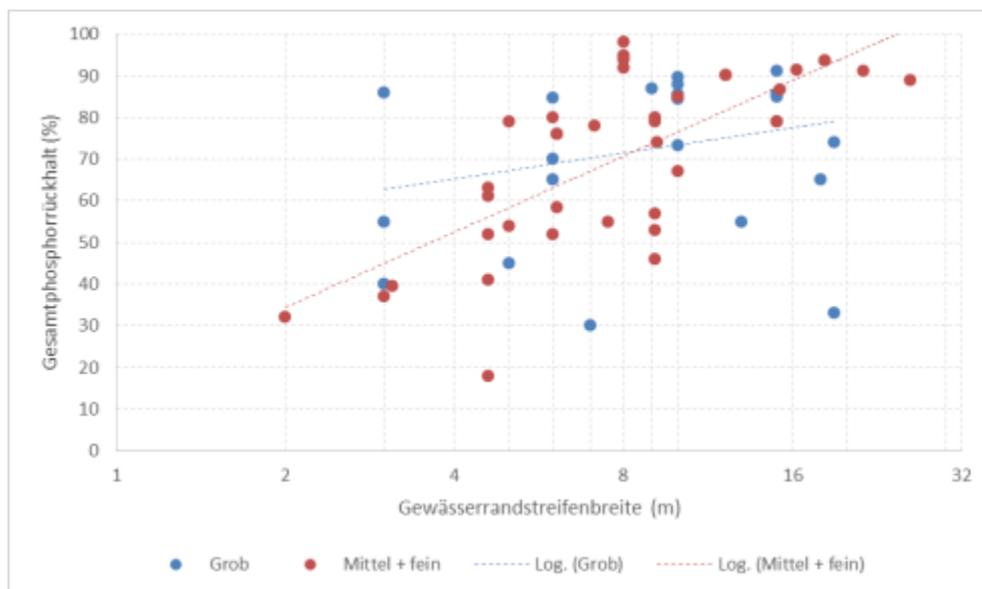


Abbildung 5: Log transformiertes Streudiagramm des Gesamtphosphorrückhaltes in % in Abhängigkeit der Breite von Filterstreifen in m. Blaue Punkte: Böden mit grober Textur; rote Punkte: Böden mit mittlerer und feiner Textur

Dieses Ergebnis weist auf einen unterschiedlichen Zusammenhang zwischen Gesamtphosphorrückhalt und Bodentextur hin, wobei mittlere und feine Bodentexturen tendenziell stärker auf Veränderungen der Filterstreifenbreite reagieren, als dies bei gröberen Texturen der Fall ist.

Es kann davon ausgegangen werden, dass die vorliegenden Ergebnisse die unterschiedlichen Infiltrationskapazitäten der Bodentexturgruppen widerspiegeln. Da eine grobe Bodentextur eine sehr rasche Infiltrationskapazität zur Folge hat, reduziert sich der für weitere Infiltration vorhandene Oberflächenabfluss bereits nach wenigen Metern, was den Anstieg der Wirksamkeit einer Verbreiterung des Filterstreifens im Gegensatz zu feineren Bodenstrukturen verringert. Damit geht die Schlussfolgerung einher, dass sich die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen bei feiner oder mittlerer Bodentextur durch eine Erhöhung der Pufferbreite deutlicher verbessern lässt.

In der Literatur finden sich viele Fälle, in denen Gewässerrandstreifen aufgrund einer Remobilisierung und Auslaugung aus dem Boden zu einer Quelle von gelöstem Phosphor werden (Abbildung 6). Nennenswert ist hierbei die Studie von Yang et al. (2015), die bei fast allen Versuchsflächen eine Freisetzung von gelöstem Phosphor beobachteten. Bei einem 10 m breiten Gewässerrandstreifen kam es zu einer Freisetzung von 106% der zufließenden Fracht an gelöstem Phosphor (Abbildung 6, oranger Punkt). Dies wurde auf zwei Ursachen zurückgeführt: die Phosphordesorption von Bodenpartikeln und die starken Schwankungen des gelösten Phosphoreintrags aufgrund der geringen Menge an Humus an der Bodenoberfläche.

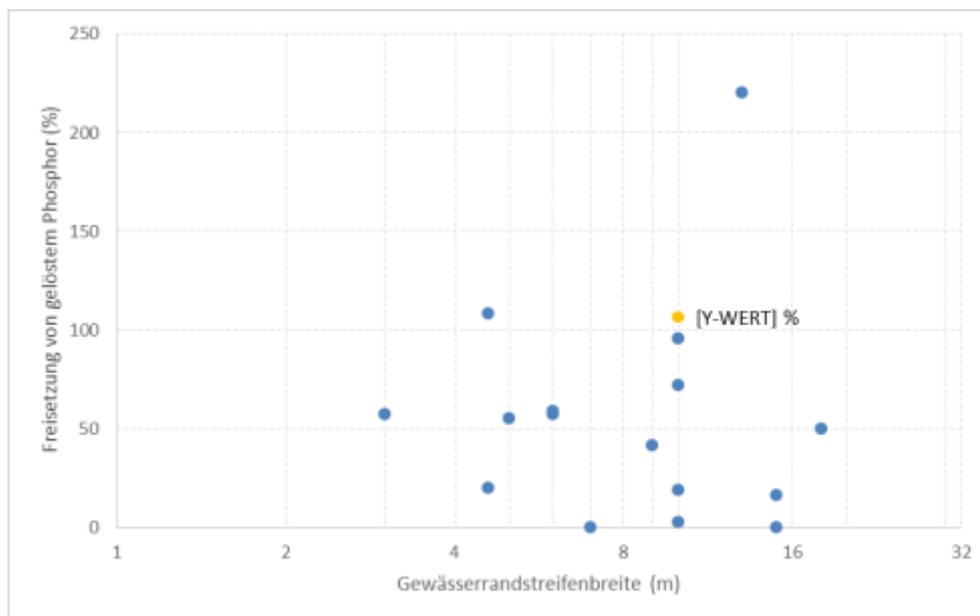


Abbildung 6: Streudiagramm der Freisetzung von gelöstem Phosphor in % in Abhängigkeit der Breite von Filterstreifen in m (ausgewählte Werte). Oranger Punkt: 10 m breiter Gewässerrandstreifen mit einer Freisetzung von 107% der zufließenden Fracht an gelöstem Phosphor

Die organische Substanz des Bodens spielt im Phosphorkreislauf allerdings eine ambivalente Rolle. Einerseits sind Humus sowie Blatt- und Wurzelstreu wichtige organische Phosphorspeicher; Böden, die reich an Pflanzen, Bodenfauna sowie Bakterien sind, weisen eine hohe biologische Aktivität und einen hohen Umsatz bzw. eine hohe Aufnahme von Phosphor auf (Grismar et al., 2006). Andererseits kann der in dieser Form gebundene Phosphor wiederum ausgeschwemmt bzw. ausgelaugt werden.

Das Ausmaß der Phosphorretention variiert saisonal stark und steigt mit zunehmendem Anteil organischer Substanz im Boden und den damit assoziierten Mikroorganismen an. Während in trockeneren Monaten die Remobilisierung aus diesem Phosphorspeicher in Gewässerrandstreifen vorherrscht, rückt im Gegenzug dazu in feuchteren Monaten die Retention in den Vordergrund, wodurch sich eine saisonale Veränderung der Phosphorretention ergibt. Aber auch kurzfristige Fluktuationen in der Phosphorspeicherung mikrobieller Biomasse infolge Nass-Trocken-Zyklen können die Phosphorfreisetzung begünstigen (Roberts et al., 2012).

Zusammenfassend ist anzumerken, dass Bodeneigenschaften wie Textur, pH-Wert, organische Substanz und mikrobielle Aktivität die Filtereffektivität von Gewässerrandstreifen beeinflussen und daher bei Planung und Design von Filterstreifen entsprechend zu berücksichtigen sind. Gewässerrandstreifen auf feinkörnigen Böden müssen als Kompensation für die geringere Effektivität eine höhere Breite aufweisen. Dafür lässt sich aus den vorhandenen Daten jedoch keine generelle Regel ableiten. Zudem ist ein ausgewogenes Gleichgewicht abgestorbener Pflanzenteile erforderlich, um von den Vorteilen der dadurch verstärkten Phosphorretention zu profitieren und gleichzeitig das Risiko der Phosphatausschwemmung gering zu halten. Eine wirkungsvolle Maßnahme zur Erreichung eines solchen Gleichgewichts kann die Ernte von Pflanzen aus Filterstreifen sein. Ein quantitativer Wert lässt sich dafür aus der Literatur jedoch nicht bestimmen.

3.1.3.4 Abflusskonvergenz

Die Einzugsgebiete ackerbaulich genutzter Regionen sind in den wenigsten Fällen uniform. Vielmehr sind sie geprägt von wellenförmigen Oberflächenstrukturen mit schwankenden Reliefgradienten. Der Oberflächenabfluss drainiert entsprechend der Geländeform und folgt schlussendlich dem Weg des geringsten Widerstandes.

Im Fall einer konvexen Hang- bzw. Geländeform verteilt sich das Niederschlagswasser über die Oberfläche und es kommt zu einer sogenannten Abflussdivergenz. Gegenläufig dazu führen konkave Geländeformationen zu einer Konzentrierung des Oberflächenabflusses in tieferliegenden Geländestrukturen (Abflusskonvergenz), wobei andere Geländebereiche vom Abfluss zum Teil gänzlich ausgespart werden. Während Abflussdivergenz die Phosphor- und Sedimentfilterfunktion von Gewässerrandstreifen nicht einschränkt, stellen konvergente Abflussverhältnisse eines der größten Problemfelder hinsichtlich der Effizienz von Filterstreifen dar. Diese können sowohl auf der Ackerfläche als auch im Gewässerrandstreifen selbst auftreten. Im ungünstigsten Fall kommt es bereits auf der Ackerfläche zu einer Abflusskonvergenz und der Abfluss erreicht bereits in konzentrierter Form den Gewässerrandstreifen. Alle Studienergebnisse hinsichtlich Abflusskonvergenz weisen darauf hin, dass konzentrierte Fließwege – sowohl auf der Ackerfläche als auch im Filterstreifen – zu einem drastischen Rückgang der Sediment- und Nährstofffilterung führen. Gewässerrandstreifen können ihre Funktion am effektivsten erfüllen, wenn der Oberflächenabfluss den Filterstreifen in gleichmäßiger, flächenhafter Form passiert. Aber selbst unter Versuchsbedingungen kann es sich schwierig gestalten, eine gleichmäßige Befruchtung zu erzielen. Abu-Zreig (2001) beobachtete in der Mehrheit seiner Versuchsfeldanordnungen unbeabsichtigte Abflusskonvergenzen, wobei sich der Abfluss teilweise auf nur die Hälfte der vorhandenen Versuchsfläche konzentrierte. Blanco-Canqui et al. (2006) untersuchten die Auswirkungen von flächenhaftem und konzentriertem Abfluss auf die Effektivität von Filterstreifen und berichten von Einbußen von bis zu 25% bei konzentrierten Abflussbedingungen. White und Arnold (2009) adaptierten das Gewässerrandstreifenmodell VFSMOD so, dass die Effekte von

Abflusskonzentrationen auf Ackerflächen Eingang fanden und kamen zum Schluss, dass rund 10% der Filterstreifenfläche mit 25 bis 75% des Gesamtabflusses befrachtet werden (Abbildung 7).

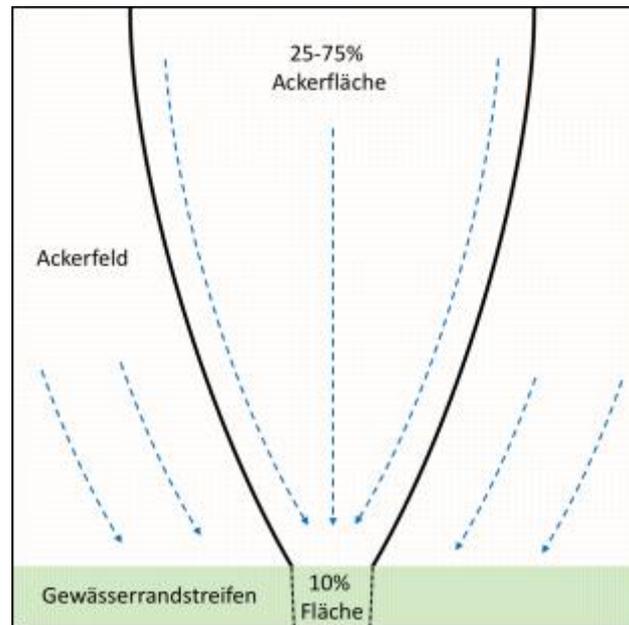


Abbildung 7: Beispielhafte Darstellung von Abflusskonzergenz auf einer Ackerfläche. 25 bis 75% des Abflusses konzentrieren sich auf 10% der Filterstreifenfläche. Adaptiert nach White und Arnold (2009)

Konzentriertes Oberflächenabflussverhalten ist allerdings nicht ausschließlich auf natürliche Geländegegebenheiten zurückzuführen: Ackerbewirtschaftungsmethoden wie pflügen längs zum Hang mit Furchenbildung sowie lineare Strukturen wie Entwässerungsgräben, Wasserrinnen und Verkehrswege fördern die Wasseransammlung und Bildung von konzentriertem Abfluss. Dies kann die Effektivität von Gewässerrandstreifen maßgeblich reduzieren. Die räumliche Betrachtungsebene ist von hoher Bedeutung für die Folgen von Abflusskonzergenz. Dies wurde von Verstraeten et al. (2006) in einer Modellstudie nachgewiesen, welche für Versuchsflächen eine Filtereffektivität von 70% ergab, die sich auf Einzugsgebietsebene aber lediglich auf 20% belief. Als ursächlich betrachten die Autoren die Abflusskonzentration und hydraulische Kurzschlüsse infolge künstlicher Ableitungen.

3.1.3.5 Vermeidung der Abflusskonzergenz

Durch Erosionsschutzmaßnahmen können die negativen Auswirkungen von Abflusskonzentrationen erfolgreich eingedämmt werden. Da der Großteil des Phosphoreintrags aus Ackerland auf Sedimentabtrag zurückgeht, können in Gewässerrandstreifen bzw. den angrenzenden Feldern gezielt jene Maßnahmen zum Einsatz kommen, welche auch zur Minimierung von Bodenerosion Anwendung finden. Im Wesentlichen kann dabei zwischen zwei Vorgangsweisen unterschieden werden:

- Anlage von Terrassen
- Bepflanzung der Oberflächenabflusswege

Die erstgenannte Vorgangsweise bewirkt eine Verringerung des Energiegefälles, erscheint im Zusammenhang mit Nährstoffeintragsreduktionen von Ackerflächen aber impraktikabel, da hierfür aufwendige Erdarbeiten notwendig wären, die sich in vielen Fällen wohl als inkompatibel mit

regionalen Gegebenheiten und landwirtschaftlichen Praktiken herausstellen würden. Auf eine nähere Ausführung in diesem Bericht wird daher verzichtet.

Eine erprobte und empfohlene Maßnahme aus der zweiten Kategorie ist die Begrünung bevorzugter Abflusswege. Dadurch wird eine Stabilisierung des Bodens, eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit und auch eine allgemeine Verbesserung der Bodeninfiltration erreicht. Möglich ist zudem die Anlage von quer zum Hang liegenden Grünstreifen innerhalb von Ackerflächen. Unterschiedliche Studien zeigen, dass Grünstreifen innerhalb von Ackerflächen den Bodenabtrag reduzieren und die Auswirkungen von Abflusskonvergenz verringern. Dies scheint also eine effektive Begleitmaßnahme zu Gewässerrandstreifen darzustellen, wenn konzentrierte Abflussbedingungen ein Problem sind (Blanco-Canqui et al., 2006; Helmers et al., 2008). Eine weitere Variante zur Kontrolle der Bodenerosion bei Abflusskonvergenz ist die Anlage von Grünrändern. Im Unterschied zu den oben beschriebenen Grünstreifen erfolgt hier die Platzierung der Pflanzen am unteren Ende von Feldern, wodurch eine gleichmäßigere Verteilung des konzentrierten Oberflächenabflusses vor Erreichen von Gewässerrandstreifen erzielt werden kann. Zur praktischen Umsetzung dieser Maßnahmen eignen sich alle robusten, fest verwurzelten Sommergräser. Vom Einsatz kurzlebiger, saisonaler Pflanzen mit gering ausgeprägtem Wurzelwerk oder solchen, die aufgrund dünnerer Halme der Kraft des Oberflächenabflusses nicht standhalten können, muss jedoch abgeraten werden. Bei der Auswahl von Maßnahmen ist stets zu beachten, dass eine möglichst breitflächige Verteilung des Oberflächenabflusses erreicht wird. Es hat sich bewährt, eine potentielle Abflusskonvergenz bereits bei der Planung von Gewässerrandstreifen zu berücksichtigen. Von White und Arnold (2009) wird in diesem Zusammenhang empfohlen, eine GIS-gestützte Beurteilung der Abflusskonzentration vorzunehmen, was mit PhosFate derzeit unter anderem intensiv verfolgt wird.

3.1.4 Zusammenfassung der entscheidenden Aspekte für die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen

Die wichtigste Variable in Hinblick auf das Gewässerrandstreifendesign ist die Breite. Etwaige negative Effekte wesentlicher Standortfaktoren können durch eine Veränderung der Filterstreifenbreite in der Regel kompensiert werden. Es darf jedoch nicht außer Acht gelassen werden, dass sich nicht alle Effekte im gleichen Ausmaß kompensieren lassen. Im Allgemeinen erhöht sich die Filterleistung eines Randstreifens mit zunehmender Breite so lange, bis eine optimale Breite erreicht wird, jenseits der keine oder nur mehr eine sehr geringe Verbesserung der Filterleistung erzielt werden kann. Unter Umständen kann eine Filterstreifenverbreiterung sogar von vornherein nur eine vernachlässigbar kleine bzw. gar keine Verbesserung der Filterleistung bewirken.

Die beste Phosphorretention ergibt sich bei grasbewachsenen Gewässerrandstreifen mit leichter Hangneigung (2 bis 5%), tendenziell grober Bodentextur und ohne das Vorhandensein von Abflusskonvergenzen. Unter diesen Bedingungen werden ab 15 m breiten Filterstreifen ca. 80% des aus Ackerflächen im Rahmen von Abflussereignissen mit einem Wiederkehrintervall von 1 bis 5 Jahren eingetragenen Phosphors zurückgehalten. In welchem Ausmaß eine Verbreiterung von Randstreifen im Fall weniger günstiger Bodenstrukturen (mittlere bis feine Texturen) und Hanggradienten (> 5%) erfolgen muss, kann aus der vorhandenen Literatur allerdings nicht eindeutig abgeleitet werden. Es ist aber davon auszugehen, dass sich steilere Gefälle dadurch nur bis zu einem gewissen Gradienten ausgleichen lassen.

Wesentliche Probleme hinsichtlich der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen stellen Abflusskonvergenzen sowie kulturtechnische Maßnahmen wie Entwässerungsgräben und Gullys

(hydraulische Kurzschlüsse) dar. Dies wird umso relevanter, je größer die betrachtete räumliche Ausdehnung ist. So hat sich beispielsweise in einer Studie die Filterleistung von 70%, die sich im Zuge von Versuchsfeldexperimenten ergab, vermutlich auf Grund dieser beiden Effekte auf 20% bezogen auf das Einzugsgebiet reduziert. Eine Beurteilung der Abflusskonzentration sowie der Fließwege ermöglicht es in Kombination mit geeigneten Maßnahmen (z.B. Begrünung von Abflusswegen, Grünstreifen innerhalb/zwischen Feldern bzw. entlang von Entwässerungsgräben, Begrünungen im Herkunftsbereich), diesen Phänomenen zu begegnen.

Die langfristige Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen unterliegt aufgrund ihrer Alterung Einschränkungen. Phosphor reichert sich im Oberboden an und sein Weitertransport in tiefere Bodenkompimente ist durch den langsam ablaufenden Phosphorkreislauf im Boden begrenzt. Ist die oberste Bodenschicht gesättigt, können Gewässerrandstreifen zu einer Phosphorquelle werden. Dieses Phänomen ist jedoch nicht in Zusammenhang mit Einzelereignissen relevant, sondern gewinnt erst im Laufe der Jahre an Bedeutung. Um diesem Problem vorzubeugen und zur Erhaltung einer dauerhaften Retention von Phosphor ist ein Unterhalt von Gewässerrandstreifen notwendig. Diesbezüglich ist eine regelmäßige Vegetationsernte eine erfolgsversprechende Maßnahme.

Zur Effektivität von Filterstreifen auf Einzugsgebietsebene existieren nur wenige Studien, die keine eindeutigen Rückschlüsse zulassen. Dies liegt überwiegend an den komplexen Wechselwirkungen zwischen den beteiligten Faktoren sowie den Schwierigkeiten bei der Überwachung relevanter Variablen wie z.B. das Ausmaß und die Qualität der Umsetzung, Einträge durch andere relevante Eintragspfade sowie Wechselwirkungen mit weiteren Maßnahmen im Einzugsgebiet.

Derzeit sind kurzfristige Feldstudien ergänzt durch Modellierungen und Simulationen die beste Alternative für die Evaluierung und Planung von Gewässerrandstreifen. So können die Erkenntnisse aus dieser Literaturstudie in weiterer Folge zur Validierung von Modellergebnissen mit PhosFate zur lokalen Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen genutzt werden. In Hinblick auf die Implementierung der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf Einzugsgebietsebene zur Abschätzung einer möglichen Reduktion von Gewässerfrachten in MONERIS, zeigt die Literaturstudie, dass eine Wirksamkeit einer Emissionsreduktion der erosiven Einträge durch Gewässerrandstreifen (25 m Breite) um 70 %, wie sie bisher angesetzt wurde, eher zu hoch gegriffen ist. Eine nähere Eingrenzung der Einschätzung der Wirksamkeit auf Einzugsgebietsebene wird in weiterer Folge durch PhosFate Modellierungen angestrebt. Langzeitbeobachtungsstudien wären jedoch zusätzlich notwendig, um sicherzustellen, dass auch mehrjährige Schwankungen und die gesamte Bandbreite an Rahmenbedingungen ausreichend in die Bewertung der Wirkung von Gewässerrandstreifen Eingang finden.

4 Optimierung von Modellalgorithmen

4.1 Die Phosphor Problematik im Einzugsgebiet der Gusen

4.1.1 Hintergrund

Für die Gusen und insbesondere auch ihre Zubringer, die Kleine und die Große Gusen, werden auf Grund der Phosphorkonzentrationen die Umweltqualitätsziele nicht erreicht (Zessner et al., 2012). Darüber hinaus ist das Risiko hoch, dass die UQZ auch mit den bisher konzipierten Maßnahmen nicht erreichbar sind (Zessner et al., 2014). Für die Gusen und ihre Zubringer wurde außerdem festgestellt, dass die gemessenen Konzentrationen höher sind und stärker von den mit MONERIS modellierten abweichen, als jene in anderen Fließgewässern Oberösterreichs. Es wurde daher der Versuch unternommen, mögliche Ursachen für diese Abweichungen zu identifizieren und daraus abzuleiten, in welcher Weise Modellalgorithmen optimiert werden könnten, um eine bessere Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Werten zu erzielen. Diese Optimierung wäre eine Voraussetzung, um die Wirksamkeit möglicher Maßnahmen besser abschätzen zu können.

Die Modellergebnisse von MONERIS ergaben, dass in der Beispielsregion „Mühlviertel Abflussarm“ der größte Beitrag zu den Immissionen über den Pfad Grundwasser und Interflow erfolgt. Da sich für ganz Oberösterreich zeigte, dass die Modellergebnisse für P-Konzentrationen im Grundwasser geringere Werte ergaben als sie an Grundwassermessstellen festgestellt wurden, wurden für die in Abbildung 8 dargestellten Berechnungsergebnisse Messwerte im Grundwasser für diesen Eintragungsweg eingesetzt.

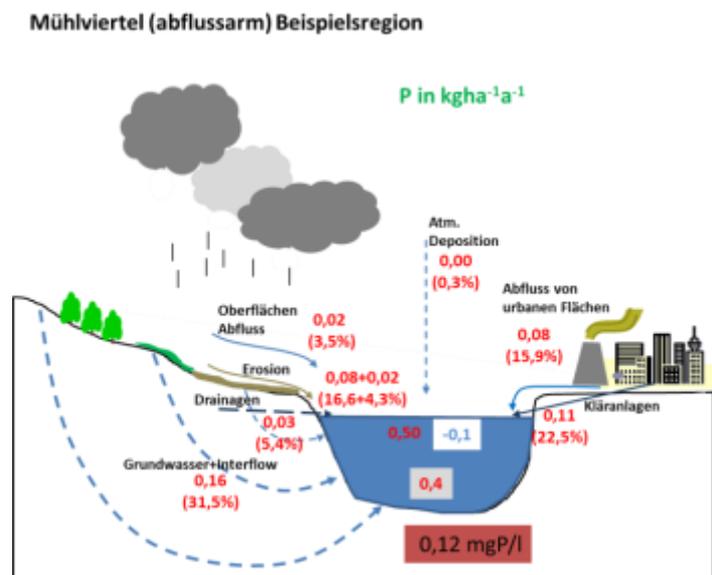


Abbildung 8: Eintragungspfade für P in der Beispielsregion „Mühlviertel (abflussarm)“ - Bewertungszeitraum 2001-2006

Die unzureichende Abbildung der Einträge von Phosphor über das Grundwasser durch MONERIS gerade in dieser Region liefert einen Hinweis darauf, dass Bodeneigenschaften, die die Phosphatauswaschung beeinflussen, von MONERIS nicht oder nicht in adäquater Weise berücksichtigt werden.

Die Phosphatauswaschung aus landwirtschaftlichen Böden wird von MONERIS ausschließlich auf Grund der Bodenart bestimmt bzw. auf Grund des Bodentyps, falls es sich um einen Moorboden handelt. Für Mineralböden werden lediglich die Bodenarten „sandy soils“ und „clayey soils“ unterschieden, wobei letzterer in der Berechnung alle anderen Bodenarten außer „sandy“ zugewiesen werden, also auch „silty“ (schluffig) oder „loamy“ (lehmig). MONERIS nimmt für „sandy soils“ eine 3 mal so hohe P-Auswaschung an als für „clayey soils“.

Tatsächlich spielt die Bodenart für die Phosphatauswaschung eine Rolle. Es ist jedoch zu vermuten, dass eine weitere Differenzierung gerechtfertigt wäre. Darüber hinaus gibt es jedoch eine Reihe weiterer Eigenschaften, die die Phosphatauswaschung beeinflussen (wpa Beratende Ingenieure, 2004). Dies sind:

- der Bodenskelettanteil und die davon häufig beeinflusste Gründigkeit. Da die Phosphatauswaschung wesentlich von einem Makroporenfluss abhängen kann, spielen Bodenbestandteile >2 mm, falls solche vorhanden sind, vermutlich eine größere Rolle als die Bodenart selbst, die nur anhand mineralischer Bestandteile <2 mm bestimmt wird
- der pH Wert des Bodens, der die Löslichkeit und damit die Mobilität des Phosphats im Sickerwasser bestimmt. Diese nimmt mit sinkendem pH Wert (bis zu einem bestimmten pH Wert) zu
- die Phosphatkonzentration im Oberboden

Eine Abschätzung, welche der genannten Faktoren im Einzugsgebiet der Gusen eine Rolle spielen könnte, ergibt folgendes:

Im Einzugsgebiet der Kleinen und der Großen Gusen beträgt der Anteil der „sandy soils“ 77% bzw. 79%, im unterhalb liegenden Teileinzugsgebiet Gusen 27%. Generell ist der Sandanteil in Böden des Mühlviertels deutlich höher als in anderen Regionen Oberösterreichs, wie eine Auswertung im Oberösterreichischen Bodenkataster - Bodenzustandsinventur 1993 zeigt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Sandanteil von Böden der Böhmisches Masse (BM) im Vergleich zu anderen Landschaftsräumen. Mediane (nach dem Oö. Bodenkataster, 1993)

Landschaftsraum	Ackerböden					Grünlandböden				
	BM	ET	HL	MB	AB	BM	ET	HL	MB	FK
OB	51,1	11,6	18	29,4	30,7	48,7	17,0	22,7	23,0	18,0
UB	51,2	9,9	11,7	25,4	28,5	50,1	17,6	24,0	22,8	19,1
UBB	56,0	6,4	9,9	23,7	45,8	50,6	15,5	27,2	20,9	21,6

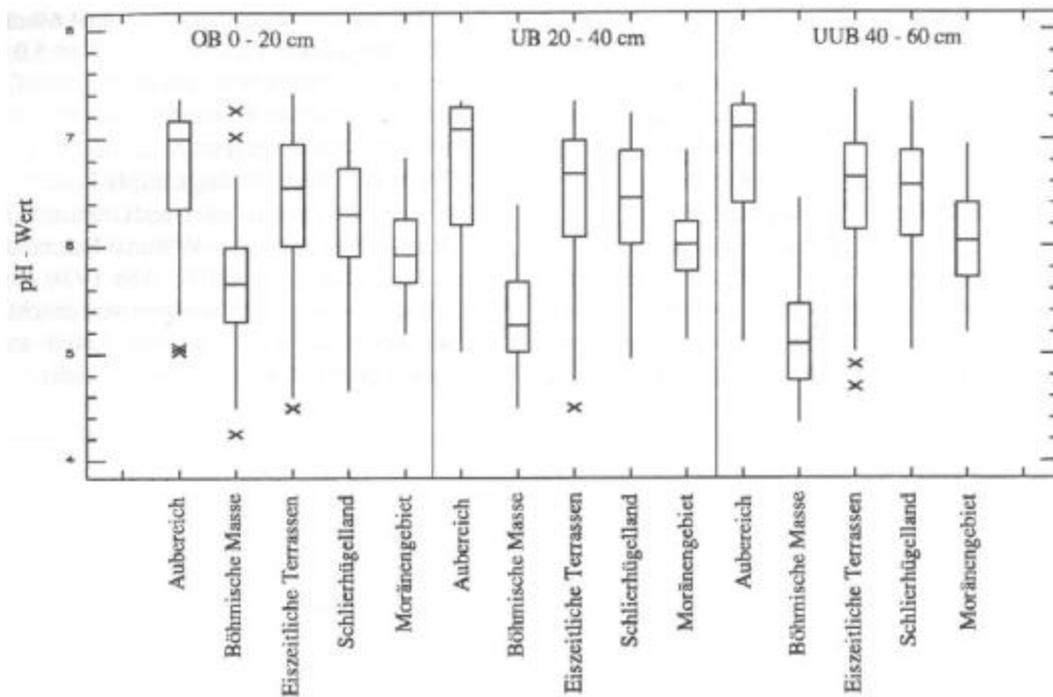
Tiefenstufe	Acker	Grünland	Landschaftsräume		
OB	0-20 cm	0-10 cm	BM	Böhmisches Masse	MB Moränengebiet
UB	20-40 cm	10-20 cm	ET	Eiszeitliche Terrassen	AB Aubereich
UBB	40-60 cm	20-40 cm	HL	Schlierhügelland	FK Flysch/Kalkalpin

Gleichzeitig handelt es sich bei den sandigen Böden des Mühlviertels um grobsandige, skelettreiche Böden aus der Granitverwitterung („Flins“), die in der vorhandenen Abstufung der Parameter in der

aufliegenden Version von MONERIS möglicherweise nicht realistisch abgebildet sind. Es könnte daher geprüft werden, ob es zu einer verbesserten Anpassung der Modellberechnungen kommt, wenn:

- für die Bodenarten andere statistisch abgeleitete Konzentrationen veranschlagt werden
- eine weitere Bodenart (z.B. „stony soils“) hinzugefügt wird. Damit könnten z.B. Böden mit einem Skelettanteil >20% und seichtgründige Böden oder dezidiert grobsandige Böden in ihrem Phosphatauswaschungsverhalten charakterisiert werden. In Österreich wäre diese Information für landwirtschaftliche Böden flächendeckend in der Österreichischen Bodenkarte 1:25.000 enthalten.

Die pH Werte von Böden der böhmischen Masse sind generell niedriger als in anderen Landschaftsräumen und liegen durchwegs im sauren Bereich (Abbildung 9). Auf Ackerstandorten dokumentiert der oberösterreichische Bodenkataster fast ausschließlich Böden der pH Wert Klasse 5,0 - 6,5, in Grünlandböden dominieren Böden der Klasse 5,0 - 6,0 (Abbildung 10). Im pH Bereich von 5,0 - 6,5 ist die P-Mobilität im Boden am höchsten, darüber und darunter nimmt sie ab. Es kann daher angenommen werden, dass die pH - Werte der Böden des Mühlviertels ebenfalls einen spezifischen Beitrag zur P-Auswaschung liefern, der von der genutzten Version von MONERIS nicht berücksichtigt wird. Eine Berücksichtigung dürfte allerdings mit einigem Aufwand verbunden sein, da vorhandene Daten dazu erst aufbereitet werden müssten und in MONERIS ein zusätzlicher Parameter (Boden pH) eingeführt werden müsste.



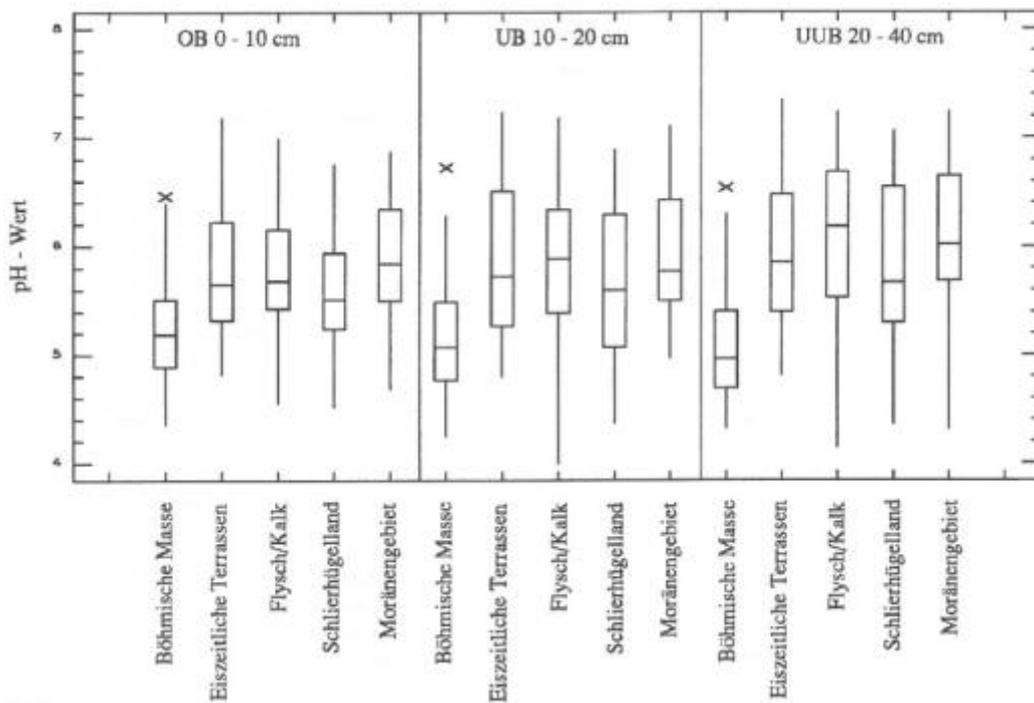


Abbildung 9: pH Werte von Böden der Böhmischen Masse im Vergleich zu anderen Landschaftsräumen (oben: Acker; unten: Grünland) aus: Oö. Bodenkataster, 1993)

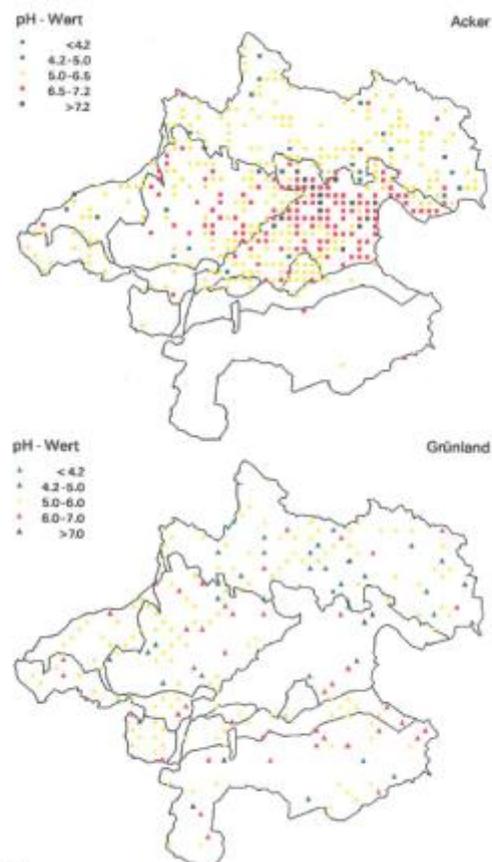


Abbildung 10: pH Werte in Böden Oberösterreichs - Kartendarstellung (aus: Oö. Bodenkataster, 1993)

Phosphat im Boden wirkt sich erst ab hohen oder sehr hohen Gehalten auf die Auswaschung aus. Abbildung 11 zeigt, dass solche zwar im Mühlviertel (insbesondere auch im östlichen Teil) punktuell auftreten, generell dominieren aber mittlere bis niedrige Gehalte. Hohe Phosphatgehalte der Böden als Erklärung für eine verstärkte P-Auswaschung können somit nicht generell festgestellt werden, könnten aber lokal eine Rolle spielen. Allerdings müssten sich hohe P-Gehalte im Boden auch auf andere diffuse Eintragungspfade (insbesondere über die Erosion) auswirken und nicht nur auf die Auswaschung. Eine Einbindung von P-Analysergebnissen in die Berechnung von MONERIS wäre prinzipiell möglich aber mit ähnlichen Schwierigkeiten verbunden wie sie beim pH Wert bereits erwähnt wurden.

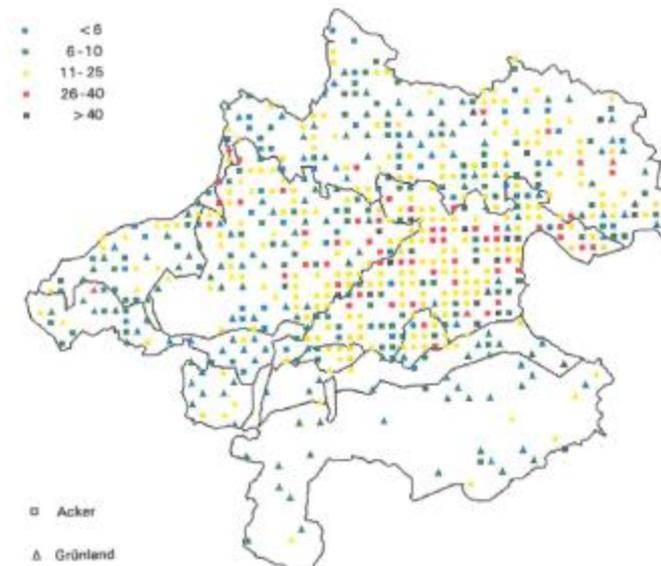


Abbildung 11: Phosphatgehalte in Böden Oberösterreichs - Kartendarstellung (aus: Oö. Bodenkataster, 1993). CAL lösliches Phosphat als mg P₂O₅/100 g

4.1.2 Anpassungen in MONERIS

Wie vorangegangen detailliert beschrieben, führen die spezifischen Bedingungen im Mühlviertel - vergrustete Böden; niedrige pH-Werte- zu einer hohen Durchlässigkeit und geringen P Adsorptionskapazität der Böden, die eine erhöhte potenzielle Auswaschung von Phosphat in das Grundwasser mit dem Sickerwasser bewirken kann.

In den bisherigen Modellierungen mit MONERIS wurde in den Einzugsgebieten des östlichen Mühlviertels (Kleine Gusen (ID 1360); Große Gusen (ID 1370) und Feldaist (ID 1580)) eine deutliche Unterschätzung der modellierten PO₄ Konzentrationen im Oberflächengewässer festgestellt. Aus diesem Grund wurde der Ansatz zur Berechnung der PO₄-P-Sickerwasserkonzentrationen insbesondere im Bereich landwirtschaftlicher Böden in den „Problemgebieten“ überprüft und adaptiert. Insgesamt ergibt sich im Modell eine mittlere Grundwasserkonzentration durch die flächengewichtete Berechnung von PO₄-P Sickerwasserkonzentrationen aus landwirtschaftlichen sowie aus bewaldeten und natürlichen (offenen) Flächen. Exemplarisch wird hier die Berechnung der PO₄-P Sickerwasserkonzentration unter den landwirtschaftlichen Flächen dargestellt:

$$C_{P, \text{gw}, \text{hw}} = \frac{A_{\text{lw}, \text{s}} \cdot C_{P, \text{lw}, \text{s}} + A_{\text{lw}, \text{l}} \cdot C_{P, \text{lw}, \text{l}} + A_{\text{lw}, \text{nm}} \cdot C_{P, \text{lw}, \text{nm}} + A_{\text{lw}, \text{hm}} \cdot C_{P, \text{lw}, \text{hm}}}{A_{\text{lw}, \text{s}} + A_{\text{lw}, \text{l}} + A_{\text{lw}, \text{nm}} + A_{\text{lw}, \text{hm}}}$$

$A_{\text{lw}, \text{s}}$	Fläche der sandigen landwirtschaftlichen Böden [km ²]
$C_{P, \text{lw}, \text{s}}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den sandigen landwirtschaftlichen Böden [g P m ⁻³]
$A_{\text{lw}, \text{l}}$	Fläche der lehmigen landwirtschaftlichen Böden [km ²]
$C_{P, \text{lw}, \text{l}}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den lehmigen landwirtschaftlichen Böden [g P m ⁻³]
$A_{\text{lw}, \text{nm}}$	Fläche der landwirtschaftlichen Niedermoorböden [km ²]
$C_{P, \text{lw}, \text{nm}}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den landwirtschaftlichen Niedermoorböden [g P m ⁻³]
$A_{\text{lw}, \text{hm}}$	Fläche der landwirtschaftlichen Hochmoorböden [km ²] und
$C_{P, \text{lw}, \text{hm}}$	P-Konzentration im Grundwasser unter den landwirtschaftliche Hochmoorböden [g P m ⁻³]

Bei der Ermittlung einer mittleren Sickerwasserkonzentration aus landwirtschaftlichen Flächen im Einzugsgebiet werden die im Modell vorgegebenen P Konzentrationen aus sandigen Böden, lehmigen Böden, Niedermoorböden und aus Hochmoorböden flächenanteilig berechnet.

Bei der Modellanpassung in STOBIMO Österreich an die bestehenden österreichischen Bedingungen wurden die bestehenden PO₄-P Konzentrationen im Modell anhand von Untersuchungen zu PO₄-P Grundwasserkonzentrationen und auftretenden PO₄-P Konzentrationen im Basisabfluss von Fließgewässern so angepasst, dass eine möglichst gute Modellanpassung für alle getesteten Einzugsgebiete erzielt werden konnte. Im Zuge dieser Adaptierung wurden die ursprünglichen im Modell vorgesehenen Sickerwasserkonzentrationen unter landwirtschaftlichen Flächen, bewaldeten und offenen Flächen deutlich vermindert (Tabelle 2).

Tabelle 2: Ursprünglich in MONERIS verwendete P Sickerwasser Konzentrationen und im Zuge von STOBIMO Österreich angepasste P Sickerwasser Konzentrationen unter landwirtschaftlichen Böden und unter Wald und natürlichen Flächen für unterschiedliche Böden/Gestein

Boden/Gestein	Bodenbedeckung	ursprüngliche Konzentration (mg P/l)	kalibrierte Konzentration (mg P/l)
Sandig	Landwirtschaft	0,1	0,05
Lehmig	Landwirtschaft	0,03	0,015
Niedermoor	Landwirtschaft	0,1	0,1
Hochmoor	Landwirtschaft	2,5	2,5
Lockergestein	Wald/natürlich	0,02	0,001
Festgestein gut durchlässig	Wald/natürlich	0,02	0,001
Festgestein schlecht durchl.	Wald/natürlich	0,02	0,001
Modellparameter	Funktion	ursprünglicher Wert (-)	kalibrierter Wert (-)
c	Bestimmung anaerober Bedingungen	0,1	0,2

Da diese Anpassung in Oberösterreich nur zu einer mäßigen Modellanpassung führte, wurden die durch das Modell vorgegebene Messwerte durch mittlere Grundwassermesswerte ersetzt, was mit Ausnahme des östlichen Mühlviertels zu guten Ergebnissen führte (Abbildung 12, links).

Es zeigt sich, dass im Falle des östlichen Mühlviertels dagegen die Veranschlagung der ursprünglich vorgegebenen $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen unter landwirtschaftlichen Flächen geeignet ist, um eine deutlich verbesserte Modellanpassung für $\text{PO}_4\text{-P}$ zu erzielen (Abbildung 12, rechts), während die Anpassung für Gesamt P sich nur in einem Fall außerhalb der 30% Ungenauigkeit verschiebt (nicht dargestellt).

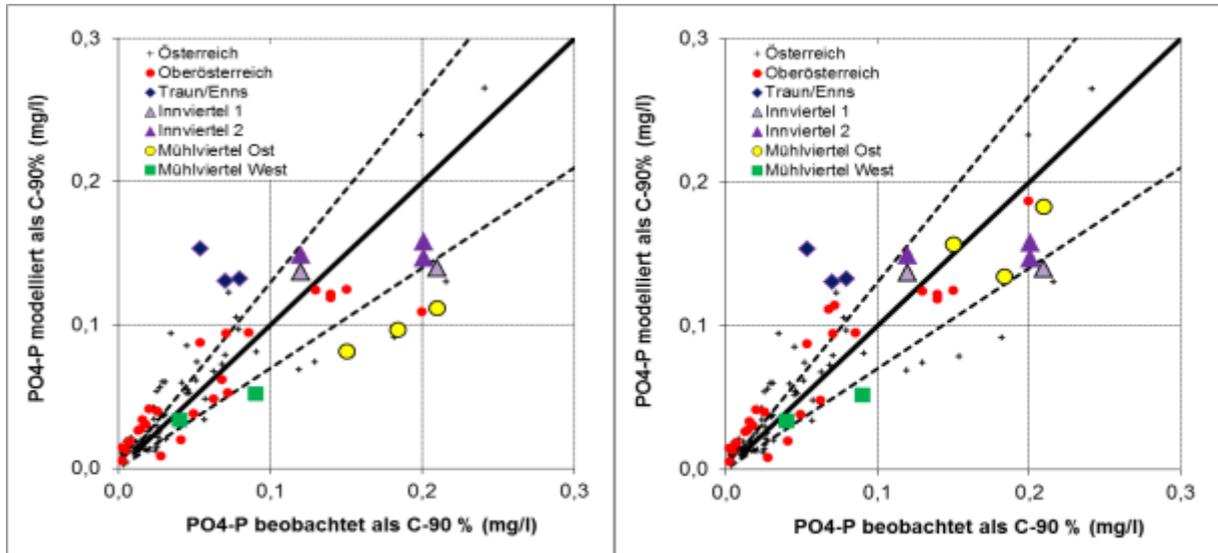


Abbildung 12: Ursprüngliche in Oberösterreich erzielte Modellanpassung für $\text{PO}_4\text{-P}$ im Mühlviertel Ost (gelbe Kreise, links) und Anpassung bei Übernahme der Konzentrationen aus der MONERIS Ursprungsversion (gelbe Kreise, rechts)

Die modellierten $\text{PO}_4\text{-P}$ Grundwasserkonzentrationen steigen dabei gegenüber den in den Einzugsgebieten ermittelten Konzentrationen von 0,08 mg/l auf 0,12 mg/l an.

Diese einfache Anpassung an die ursprünglichen, höheren Konzentrationen ist legitim, da die aufliegenden Eingangskonzentrationen für die Bedingungen im Nordostdeutschen Tiefland statistisch abgeleitet wurden. Offensichtlich spiegelt sie die oben ausführlich beschriebenen Bedingungen im Mühlviertel besser wieder, als die kalibrierten für Österreich veranschlagten Konzentrationen und die ermittelten Konzentrationen im Grundwasser.

Da es in Oberösterreich neben dem östlichen Mühlviertel, das als Testgebiet in diesem Projekt genauer betrachtet wurde, vereinzelt auch in anderen Einzugsgebieten zu Unterschätzungen durch das Modell kommt, wäre bei einer folgenden Betrachtung von ganz Oberösterreich auch zu prüfen, ob diese Anpassung auch in diesen Einzugsgebieten zu einer guten Modellanpassung führt, oder ob weitere, grundlegendere Schritte, wie z.B. die Einführung einer weiteren Bodenart (z.B. „stony soils“, s.o.) sinnvoll ist.

4.2 Die Stickstoff Problematik im Einzugsgebiet der Krems

4.2.1 Hintergrund

Die Traun-Enns-Platte weist eine Länge (in SW–NO-Richtung) von ca. 40 km und eine Breite (NW–SO) von ca. 20 km auf. Die Flächenausdehnung beträgt ca. 785 km². Die Höhenlage der Traun-Enns-Platte (Hochfläche und Täler) bewegt sich in einem Bereich zwischen ca. 300 und ca. 500 m ü. A. (BMLFUW 2015).

Der Untergrund des Gebietes wird von einem tertiären Schliersockel und darüber abgelagerten quartären Sedimenten gebildet. Die quartären Sedimente stammen vorwiegend aus dem älteren Pleistozän. Ältere Deckenschotter (Günz) herrschen vor. Sie finden vor allem im Norden und Osten der Gruppe weite Verbreitung. Die Älteren Deckenschotter füllen und überdecken das alte Schlierrelief. Nach Süden werden die Älteren Deckenschotter von Weißen Nagelfluh (Haslach), Jüngeren Deckenschottern (Mindel) sowie den verschieden alten und mächtigen Moränen des Kremstales (überwiegend Mindel, daneben Günz und Riß), im Südosten auch des Trauntales (Günz) überlagert bzw. abgelöst. Die quartären Schotterkörper sind durch Taleinschnitte bis auf den stauenden Schliersockel zerfurcht (BMLFUW, 2015).

In den bisherigen Modellierungen mit MONERIS wurde eine deutliche Unterschätzung der modellierten Stickstoff Emissionen und -Konzentrationen in Einzugsgebieten der Traun-Enns-Platte festgestellt. Die wesentlichen Ansätze in den „Problemgebieten“ wurden überprüft und wenn sinnvoll so adaptiert bzw. erweitert, dass sich eine verbesserte Modellanpassung ergibt.

In Einzugsgebieten der Traun-Enns-Platte wurde daher der Grundwasserpfad in MONERIS evaluiert. Als mögliche Fehlerquellen wurden:

- Eine Unterschätzung der Grundwasseraufenthaltszeiten
- Eine Überschätzung der auf dem Grundwasserfließweg zum Gewässer ablaufenden Denitrifikation

ausgewiesen.

Da es möglich ist, dass es in MONERIS zu keiner ausreichenden Abbildung von Grundwasserkörpern kommt, die durch Schotterkörper gekennzeichnet sind und es hier insbesondere zu einer Überschätzung der Denitrifikation kommen kann, wurden beide Komponenten der Eintragspfadberechnung in Bezug auf die Einzugsgebiete der Traun-Enns-Platte näher untersucht.

4.2.2 Anpassung in MONERIS

Test der Aufenthaltszeiten

Die bisher im Modell verwendeten und über eine einfache Formel abgeschätzten Grundwasseraufenthaltszeiten in den Einzugsgebieten der Traun-Enns Platte (Krems Oberlauf (ID 1320); Krems Unterlauf (ID 1330); Ipfbach (ID 1340) und Kristeinerbach (ID 1350)) liegen zwischen 5 und 15 Jahren. Diese wurden mit mittleren Aufenthaltszeiten, die im Zuge der Projektunternehmung „Grundwasseralter“ anhand von Isotopenmessungen im Grundwasserkörper „Traun-Enns-Platte“ durchgeführt wurden, verglichen. 16 GZÜV-Messstellen wurden hinsichtlich der Verteilung der Mittleren Verweilzeiten des Grundwassers untersucht. An zwölf Messstellen (75 %) konnten mittlere Verweilzeiten von 11-25 Jahren errechnet werden. In zwei Grundwassermessstellen wurden Aufenthaltszeiten zwischen 25 und 50 Jahren ermittelt und in nur einer Grundwassermessstelle Aufenthaltszeiten von 5-10 Jahre.

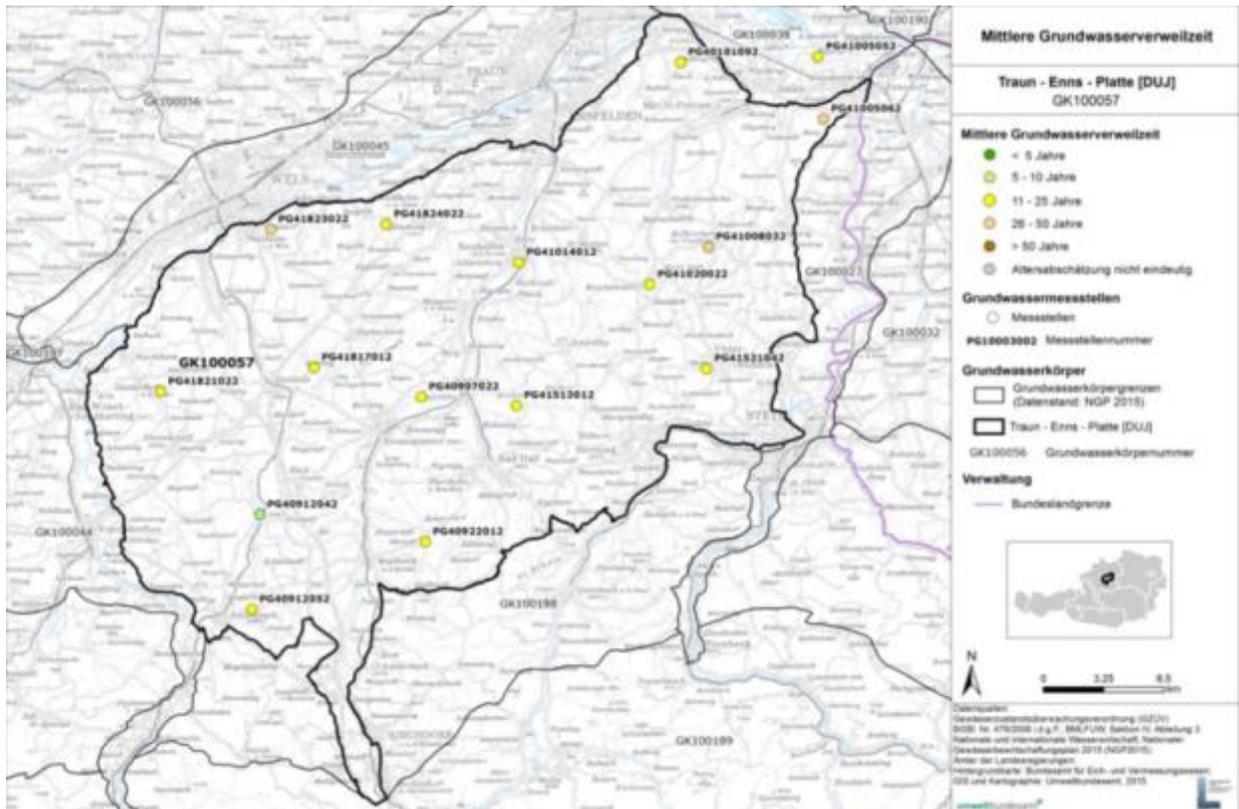


Abbildung 13: Mittlere Grundwasserverweilzeiten im Grundwasserkörper Traun-Enns-Platte (aus BMLFUW 2014)

Entsprechend der Isotopenmessungen wurden die Grundwasseraufenthaltszeiten in der Traun-Enns-Platte auf 10 bis 25 Jahre korrigiert.

Die Anpassung der Grundwasseraufenthaltszeiten hat Auswirkungen auf die Höhe des berechneten langjährigen N-Überschusses auf den landwirtschaftlichen Flächen, einen entscheidenden Eingangsparameter bei den Berechnungen der Stickstoff Emissionen über den Grundwasserpfad. Durch die Anpassung der Grundwasseraufenthaltszeiten erhöht sich der mittlere langjährige Stickstoff Überschuss in den betrachteten vier Einzugsgebieten (Krems Oberlauf (ID 1320; Krems Unterlauf (ID 1330); Ipfbach (ID 1340) und Kristeinerbach (ID 1350)) von 63 kg/ha/a auf 73kg/ha/a. Grund dafür sind die in den weiter zurückliegenden Jahren erhöhten Stickstoffüberschüsse, die nun in der Berechnung der mittleren langjährigen Überschüsse Eingang finden.

Die Korrektur der mittleren Grundwasseraufenthaltszeiten und eine damit verbundene Erhöhung der mittleren langjährigen N- Überschüsse wirkt sich in leicht erhöhten N-Emissionen und entsprechend auch in leicht erhöhten NO₃-N Konzentrationen im Fließgewässer aus. Dennoch führt eine bloße Anpassung der Grundwasseraufenthaltszeiten noch nicht zu einer zufriedenstellenden Modellanpassung der Einzugsgebiete der Traun-Enns-Platte (Abbildung 14, rechts).

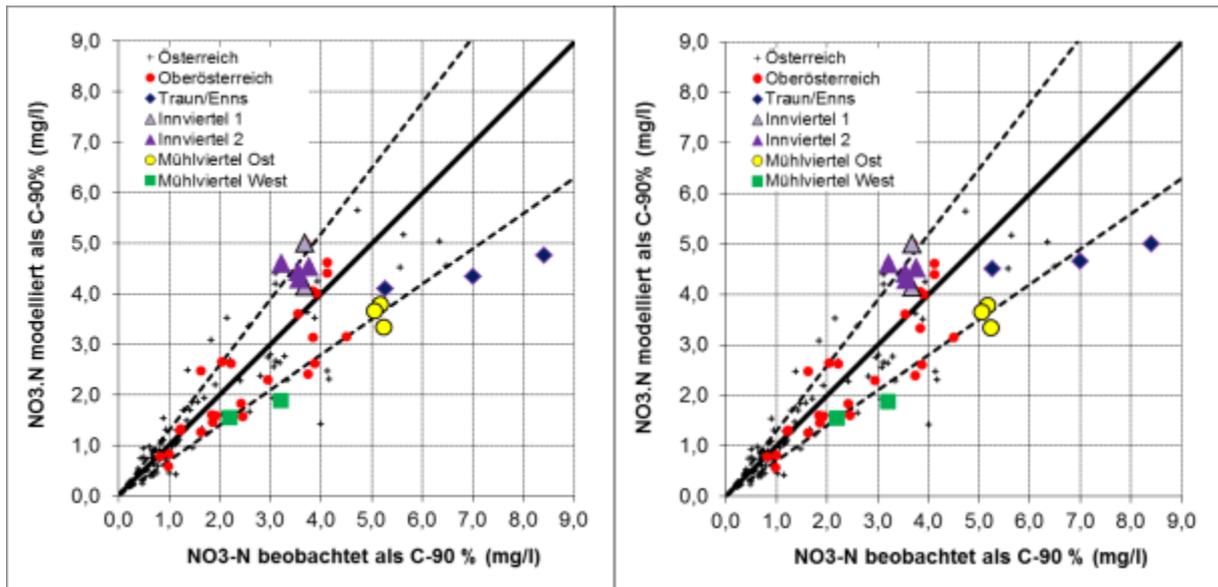


Abbildung 14: Ursprüngliche in Oberösterreich erzielte Modellanpassung für NO₃-N im der Traun Enns Platte (blaue Rauten, links) und bei Anpassung der Verweilzeiten aus Altersbestimmungen durch Isotopenmessungen (blaue Rauten, rechts)

Test der Denitrifikation auf der Fließstrecke

Die Wirkung der Denitrifikation auf der Fließstrecke des Wassers wird im Modell MONERIS in einer Formel durchgeführt, die die Retention im Oberboden, in den flacheren Bodenschichten und im Grundwasser integriert und die resultierende Konzentration im Grundwasser berechnet:

$$C_{GW} = \frac{1}{1 + k_1 \cdot LW^{k_2}} C_{LWPOT}^a$$

mit: C_{GW}= Grundwasserkonzentration nach Denitrifikation; LW = Sickerwassermenge; C_{LWPOT}= potenzielle N Konzentration im Sickerwasser; a = Konstante für die Denitrifikation im Oberboden; k₁ und k₂ = Konstanten für die Denitrifikation in flacheren Bodenschichten und im Grundwasser.

Über die im Modell vorgegebenen Konstanten wird die jeweilige Denitrifikation dann für die 4 Geologischen Klassen, die den Untergrund in MONERIS charakterisieren (Festgestein – gut durchlässig; Festgestein – schlecht durchlässig; durchlässiger Untergrund – grundwassernah; durchlässiger Untergrund – grundwasserfern) berechnet. Dabei widerspiegeln die resultierenden Berechnungen mit den vorgegebenen Konstanten mittlere Bedingungen, die die auftretenden Situationen in den unterschiedlichen Einzugsgebieten möglichst gut widerspiegeln. Die Möglichkeit von der Norm stärker abweichender Bedingungen kann in dem Modell nur durch eine Adaptierung oder Erweiterung der Berechnungsansätze für Spezialfälle erzielt werden.

Im vorliegenden Fall führte eine Adaptierung von k₂ von -1,54 auf -2,0 zu plausiblen Werten für die resultierende Grundwasser Konzentration bei unterschiedlichen Sickerwassermengen und N-Überschüssen und gleichzeitig zu einer deutlichen Verbesserung der Modellanpassung an die beobachteten Gewässerkonzentrationen (Abbildung 15).

Die Adaptierung bewirkte in den modellierten Einzugsgebieten eine Erhöhung der Grundwasserkonzentrationen bei der Exfiltration in die Oberflächengewässer von 2,5 bis 4,3 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ auf 3,0 bis 6,1 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$.

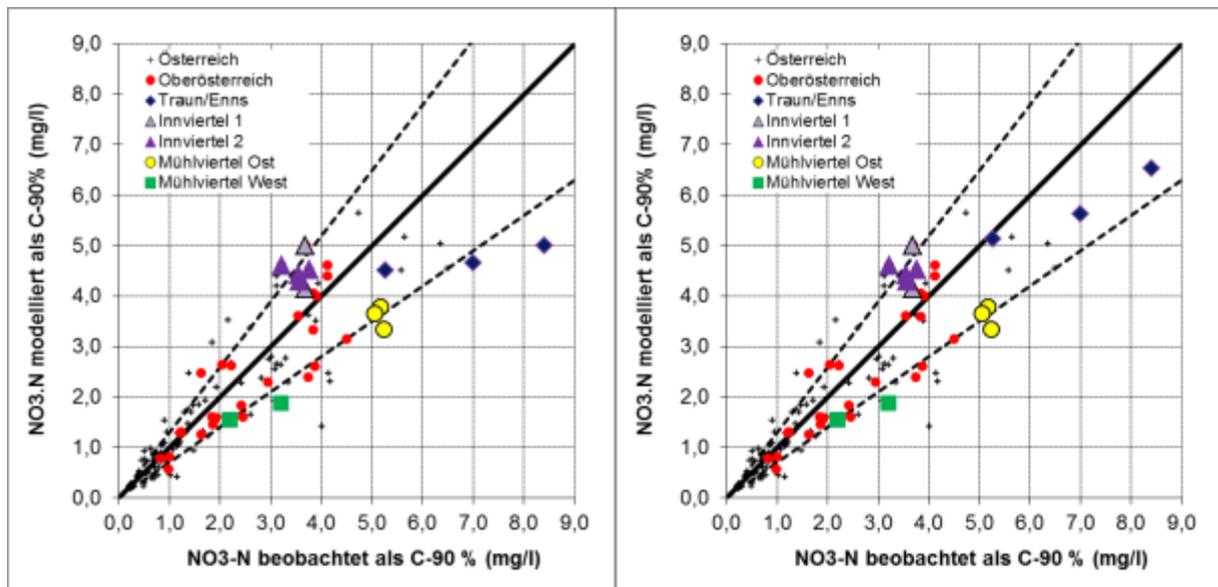


Abbildung 15: Erzielte Modellanpassung für $\text{NO}_3\text{-N}$ im der Traun Enns Platte nach Anpassung der Verweilzeiten durch Isotopenmessungen (BMLFUW, 2014) (blaue Rauten, links) und nach Anpassung der Konstante k_2 (blaue Rauten, rechts)

5 PhosFate

Das räumlich hochaufgelöste Rastermodell PhosFate (Kovacs, 2013) zielt auf eine Verortung erosiver Phosphoremissionen innerhalb von Einzugsgebieten ab. Um gegenüber den bisherigen Anwendungen in Oberösterreich (Zessner und Hepp, 2014; Zessner et al., 2014) Fortschritte machen zu können, wurden bei den Eingangsdaten und den Modellalgorithmen eine Reihe von Verbesserungen vorgenommen.

Bezüglich PhosFate besteht der Zweck dieser Machbarkeitsstudie darin, zu evaluieren, ob eine Verortung der wesentlichsten Beitragsflächen zu den erosiven Phosphoremissionen eines Einzugsgebiets auf Feldstückebene realisiert werden kann. In diesem Zusammenhang wird allerdings nicht eine 100-prozentige Verortung angestrebt. Dafür ist die Materie zu vielen Unwägbarkeiten unterworfen. Angestrebt wird, dass es sich bei den vom Modell ausgewiesenen Flächen mit einer hohen Wahrscheinlichkeit um wesentliche Beitragsflächen handelt, die aber im Zuge einer konkreten Maßnahmenplanung jedenfalls einer kritischen Betrachtung unterzogen werden müssen.

Eine offene Fragestellung ist in diesem Zusammenhang, welchen Einfluss kulturtechnische Maßnahmen auf das Abflussgeschehen und in weiterer Folge auf das Modellergebnis ausüben. Zur Evaluierung dieses Sachverhalts wurde im Rahmen des vorliegenden Projekts deshalb eine Geländekartierung mit einem eigens dafür entwickelten Klassifizierungssystem durchgeführt.

5.1 PhosFate-Eingangsdaten

Aufgrund der Erhöhung der Modellauflösung (10×10 anstatt 25×25 m) mussten alle Eingangsdaten neu erstellt werden. Dabei wurden bei den folgenden Eingangsdatensätzen wesentliche Verbesserungen vorgenommen, die jeweils in einem eigenen Kapitel näher erläutert sind:

- Digitales Geländemodell
- Landnutzung
- Boden
- Partikulärer Phosphorgehalt des Oberbodens
- Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung

Generell wurden alle PhosFate-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.

Die räumliche Ausdehnung betreffend wurden alle Eingangsdaten für die Einzugsgebiete der Gusen, Krems und Pram erstellt.

5.1.1 Datenverbesserungen

5.1.1.1 Digitales Geländemodell

Das digitale Geländemodell mit einer Auflösung von 10 × 10 m (Land Oberösterreich, 2013a) gibt die generelle, neue Modellauflösung vor und erlaubt im Vergleich zu den bisherigen Modellanwendungen mit einer Auflösung von 25 × 25 m eine bessere Abbildung gewässernaher Bereiche. Darüber hinaus ist damit eine genauere Erfassung der vorhandenen Abflusswege möglich.

Im Zuge der Koordinatentransformation aus dem Datum MGI wurde die kubische Faltung – ein Algorithmus der Gruppe der bikubischen Interpolatoren – als Resamplingtechnik gewählt. Ein Vergleich unterschiedlicher Interpolationsmethoden ist bei Kidner et al. (1999) zu finden.

5.1.1.2 Landnutzung

Für die Erstellung des Landnutzungseingangsdatensatzes wurden zwei unterschiedliche Datenquellen kombiniert. Zum einen wurde ein Layer mit allgemeinen Landnutzungsinformationen basierend auf der digitalen Katastralmappe (DKM) (Land Oberösterreich, 2014) verwendet und zum anderen der Feldstücklayer des Jahres 2010 des INVEKOS-GIS (Hofer et al., 2014) für weiterführende Informationen zu den landwirtschaftlichen Flächen herangezogen. Der DKM-basierte Landnutzungslayer ersetzt in diesem Zusammenhang den mittlerweile veralteten SINUS-Datensatz mit einer Auflösung von 30 × 30 m.

In einem ersten Schritt wurden dabei die DKM-basierten Landnutzungsinformationen den für die Verwendung mit PhosFate definierten Landnutzungsklassen (Tabelle 3) zugeordnet. Die DKM-basierten Landnutzungsinformationen unterscheiden bei den landwirtschaftlichen Flächen allerdings nicht zwischen Grün- und Ackerland. Diese Information wird durch den Feldstücklayer bereitgestellt, der bei der Kombination der beiden Datensätze im Fall widersprüchlicher Nutzungen überdies den Vorzug erhielt. Für die relativ geringen Anteile der landwirtschaftlichen Flächen, die im Feldstücklayer nicht enthalten sind (Gusen: 8%, Krems: 7%, Pram: 8% der Rasterzellen mit einer landwirtschaftlicher Landnutzungsklasse), wird in PhosFate eine Mischlandnutzungsklasse aus Grün- und Ackerland (Landnutzungsklasse 10) angenommen.

Tabelle 3: Für die Verwendung mit PhosFate definierte Landnutzungsklassen

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

Bei diesen landwirtschaftlichen Mischnutzungsanteilen kann jedoch nicht automatisch davon ausgegangen werden, dass es sich auch um vollwertige Grün- oder Ackerlandfeldstücke handelt. Betrachtet man nur die Bereiche, die eine zusammenhängende Gruppe von zumindest 100 Rasterzellen (entspricht 1 ha) bilden, reduzieren sich die angeführten Anteile auf 3% (Gusen), 2% (Krems) und 3% (Pram). In sehr vielen Fällen stellt diese Landnutzungs-kategorie lediglich Randflächen dar, die sich wohl aus den unterschiedlichen Definitionen der landwirtschaftlichen Fläche (förderungswürdig vs. förderungsunwürdig) ergeben.

Ursprünglich war vorgesehen, die Landnutzungsinformationen zu den Waldflächen dem Kartographischen Modell 1:50.000 – Vektor (KM50-V Wald) des BEV zu entnehmen. Im Zuge eines stichprobenartigen Abgleichs mit digitalen Orthofotos erwiesen sich die DKM-basierten Landnutzungsinformationen inklusive der dort ausgewiesenen Verkehrs- und Gewässerrandflächen allerdings als vergleichbar. Darüber hinaus ist zu erwarten, dass sich die Unterscheidung von Wald und Gewässerrandflächen vorteilhaft auf die Modellierung auswirkt, weshalb auf die Verwendung der Daten des Kartographischen Modells schlussendlich verzichtet und bei den Waldflächen genauso mit den DKM-basierten Landnutzungsinformationen gearbeitet wurde.

5.1.1.3 Boden

Die bisher verwendeten Bodeneingangsdatensätze stammen aus dem 1 km-Raster der digitalen Bodenkarte von Österreich. Mit Hilfe der Horizonttabelle des oberösterreichischen Bodenfunktionsdatensatzes (Land Oberösterreich, 2013b) ergab sich aber auch hier die Möglichkeit, eine höhere räumliche Auflösung zu erzielen und so diese Eingangsdatensätze zu verbessern.

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 4 zugeordnet.

Tabelle 4: 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 – wie bereits in den bisherigen Modellanwendungen – mit Hilfe der Nächste-Nachbarn-Interpolation ergänzt.

5.1.1.4 Partikulärer Phosphorgehalt des Oberbodens

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})

Im Vergleich zu den bisherigen Modellanwendungen wurde der Berechnungsansatz für den partikulären Phosphorgehalt des Oberbodens zwar nicht verändert, doch ergibt sich auf Basis der verbesserten Bodeneingangsdatensätze auch eine damit einhergehende indirekte Verbesserung dieses Datensatzes. Der eigentliche Sinn dieses Kapitels liegt jedoch darin, diesen Berechnungsansatz zu dokumentieren, da er aufgrund der alleinigen Betrachtung des partikulären Phosphorgehalts beim labilen, anorganischen Reservoir von dem abweicht, der bei Kovacs (2013) beschrieben ist.

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:

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

5.1.1.5 Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung

Insgesamt gehen in die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (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

Außer dem R-Faktor, der dem Modell schon bisher in Form einer räumlich hochaufgelösten Karte übergeben werden konnte, sowie den L- und S-Faktoren, die modellintern bestimmt werden, konnten die restlichen ABAG-Faktoren in den bisherigen Anwendungen lediglich in Form von Klassen an das Modell übergeben werden. Im Fall des C-Faktors erfolgte die Klassifizierung in Abhängigkeit der Landnutzung und im Fall des K-Faktors sogar in Abhängigkeit der Landnutzung und der Bodenart. Um die Anzahl der Landnutzungs- und Bodenklassen sowie deren Kombinationsmöglichkeiten in den Inputtabellen überschaubar zu halten, mussten diese Faktoren teils in grobe Klassen eingeteilt werden. Die im Rahmen dieses Projekts aktualisierte Version von PhosFate ist nun jedoch in der Lage, alle ABAG-Faktoren in Form von räumlich hochaufgelösten Karten zu verarbeiten (siehe auch Kapitel 5.2.2).

Erosivitätsfaktor

Bei diesem Faktor haben sich im Vergleich zu den bisherigen Modellanwendungen keine Änderungen ergeben und die folgenden Ausführungen dienen lediglich einer vollständigen Dokumentation der verwendeten ABAG-Faktoren.

Der R-Faktor wurde nach Strauß et al. (1995) aus dem mittleren Jahresniederschlag berechnet. Als mittlerer Jahresniederschlag 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 einzelnen Jahres zuzuordnen. Zudem wurde eine Methode entwickelt, die es erlaubt, eine Aussage über die Qualität einer solchen Zuordnung zu treffen.

Eine Modifikation dieser Berechnungsmethode betrifft die Informationen, die mit Hilfe der Referenzkulturen an die einzelnen Schläge geknüpft werden. Es werden nun zusätzlich Informationen über die Begrünbarkeit und Feldstücknutzungsart mit den Schlägen verknüpft. Letztere ermöglicht die Unterscheidung von Grün- und Ackerland selbst in Jahren ohne Angabe der Feldstücknutzungsart in der Schlagtabelle, was insbesondere für die Zuordnung zu einem Feldstücklayer von Relevanz ist.

Unter Zuhilfenahme der Information über die Begrünbarkeit können als Zwischenschritt für jedes Feldstück flächengewichtete, mittlere CP-Faktoren sowohl für den begrünbaren als auch den nicht begrünbaren Feldstückanteil berechnet werden. Dadurch wird erreicht, dass bei der Verknüpfung mit der Begrünungstabelle, die lediglich einzelnen Feldstücken, nicht jedoch einzelnen Schlägen zuordenbar ist, die Begrünungsmaßnahmen der Tabelle in einem höheren Maß mit den damit tatsächlich begrüneten Flächen zusammenfallen.

Da Begrünungen ihre volle Erosionsschutzwirkung erst bei der darauffolgenden Hauptkultur entfalten, wurde eine weitere Modifikation vorgenommen, die die Zuordnung der Begrünungsmaßnahmen aus dem Vorjahr ermöglicht. Dies führt zum Problem, dass sich aufgrund ändernder Pachtverträge etc. von Jahr zu Jahr ein geringer Teil der Feldstückkennungen ändert, und somit nicht in allen Fällen eine eindeutige Zuordnung möglich ist.

Hier kann allerdings in einem weiteren Schritt eine Zuordnung über die Grundstücksnummer des größten Grundstückanteils der Feldstücke versucht werden. Dafür werden die flächengewichteten, mittleren CP-Faktoren der den Grundstücken zugehörigen, begrünbaren Feldstückanteilen, denen keine Begrünung über die Feldstückkennung zugeordnet werden kann, über die Grundstücksnummer mit den verbleibenden Begrünungen verknüpft. Trotz der darin enthaltenen Unschärfe kann auch diese Zuordnungsart zu einem eindeutigen Ergebnis führen, beispielsweise, wenn auf einem Grundstück im Wesentlichen zwei Feldstücke liegen und einem davon eine Begrünung über die Feldstückkennung zugeordnet werden kann bzw. eines davon keinen begrünbaren Anteil aufweist.

Als Resultat all dieser Zuordnungen und Berechnungen erhält man für jedes Feldstück und Jahr drei CP-Faktoren:

- einen ausschließlich kulturartenabhängigen auf Basis der Schlagtabelle (für den die Bezeichnung C-Faktor eigentlich zutreffender wäre),
- einen kulturartenabhängigen, der zusätzlich die Erosionsschutzmaßnahmen der Schlagmaßnahmentabelle berücksichtigt, und
- einen kulturartenabhängigen, der die Erosionsschutzmaßnahmen der Schlagmaßnahmentabelle sowie zusätzlich die Begrünungen der Begrünungstabelle berücksichtigt, was dem Ist-Zustand am nächsten und in der Modellierung deshalb zum Einsatz kommt.

Mit Hilfe dieser drei CP-Faktoren ließe sich mit PhosFate zudem theoretisch die Effizienz der jeweils in der Vergangenheit gesetzten, zugehörigen Erosionsschutzmaßnahmen in Hinblick auf ihr Potential zur Reduktion des in die Gewässer eingetragenen partikulären Phosphors durch Bildung von Differenzen abschätzen.

Da es sich bei der ABAG und somit auch PhosFate um langjährige Jahresdurchschnittsmodelle handelt sowie bei Managementfragen die gesamte Fruchtfolge betrachtet werden muss, ist eine Einzeljahrbeurteilung nicht sinnvoll. Prinzipiell kann dies bewerkstelligt werden, indem entweder die

Jahre einer Periode einzeln modelliert und anschließend die Ergebnisse gemittelt werden oder indem zuerst die Eingangsdaten gemittelt werden und dann damit modelliert wird. Im Rahmen dieses Projekts wird die Periode 2005–2010 betrachtet. Aufgrund der Datenverfügbarkeit steht in diesem Fall nur die zweite Option offen, weil vor 2010 die Lage der Feldstücke nicht oder nur unvollständig im INVEKOS-GIS erfasst ist.

Demzufolge ist es notwendig, die CP-Faktoren der Feldstücke der einzelnen Jahre dieser Periode auf die Feldstücke des Feldstücklayers des Jahres 2010 zu beziehen. Dabei ergibt sich analog zur Zuordnung der Begrünungsmaßnahmen aus dem Vorjahr die Schwierigkeit, dass Feldstücke über die Jahre einer – wenn auch relativ langsamen – Veränderung unterworfen sind.

Um trotzdem zu einer möglichst exakten Zuordnung zu kommen, wurde in einem ersten Schritt eine Zuordnung über die Feldstückkennung vorgenommen. War dies in einem Jahr infolge einer geänderten Kennung nicht möglich, wurde versucht, die davon betroffenen CP-Faktoren in einem zweiten Schritt über die Grundstücksnummer des größten Grundstückanteils der Feldstücke zuzuordnen. Erst wenn in einem Jahr beide dieser Zuordnungsarten nicht zum gewünschten Erfolg führten, wurde den verbliebenen Feldstücken des Feldstücklayers in einem letzten Schritt ein flächengewichteter, mittlerer CP-Faktor je Katastralgemeinde und Feldstücknutzungsart zugeordnet.

Um zu einer Aussage über die Qualität einer solchen Zuordnungskette zu kommen, wurde ein Punktesystem angewendet. Hierbei werden für jedes Jahr einer Periode in Abhängigkeit der Zuordnungsart die in Tabelle 5 aufgelisteten Punkte vergeben und aufsummiert. Darüber hinaus wird geprüft, ob sich innerhalb einer Periode eine wesentliche Änderung der Feldstückfläche ergibt.

Tabelle 5: Punkte in Abhängigkeit der Zuordnungsart

Zuordnungsart	Punkte
Feldstückkennung (Optimum)	1,0
Grundstücksnummer	0,8
Katastralgemeinde und Feldstücknutzungsart (schlechtester Fall)	0,4

Die Ergebnisse der Auswertung der Zuordnungsqualität der Ackerlandfeldstücke für die Jahre der Periode 2005–2010 (sechs Jahre) sind in Tabelle 6 dargestellt (bei den als homogen betrachteten Grünlandfeldstücken kommt dieser Maßzahl nur eine untergeordnete Rolle zu). Es wird davon ausgegangen, dass das Erreichen von zumindest 4,8 von 6 möglichen Punkten, das heißt jedes Jahr zumindest eine Zuordnung über die Grundstücksnummer, einer guten Zuordnungsqualität entspricht. Bei der Prüfung der Änderung der Feldstückfläche wird davon ausgegangen, dass innerhalb der Periode Flächenänderungen von bis zu 30% bezogen auf die Feldstückfläche des Bezugsjahres akzeptabel sind.

Tabelle 6: Zuordnungsqualität der Ackerlandfeldstücke

Einzugsgebiet	Ackerlandfeldstücke		davon mit guter Zuordnungsqualität		davon mit guter Zuordnungsqualität und akzeptabler Flächenänderung	
	Anzahl	Fläche in km ² *	Anzahl in %	Fläche in %*	Anzahl in %	Fläche in %*
Gusen	5631	101	97	98	89	90
Krems	6773	200	96	98	88	88
Pram	7080	170	95	97	83	82

*Da es in Zusammenhang mit dieser Fragestellung sinnvoll ist, nur von ganzen Feldstücken zu sprechen, sind die absoluten und relativen Flächenangaben inklusive der Gesamtfläche der überlappenden Feldstücke an den Einzugsgebietsrändern angeführt.

Die Ergebnisse zeigen, dass in den Einzugsgebieten der Gusen und Krems ca. 90% der Ackerlandfeldstücke bzw. der Ackerfläche beiden Qualitätskriterien entsprechen. Im Einzugsgebiet der Pram entsprechen immerhin noch zwischen 80 und 85% beiden Qualitätskriterien. Wird nur das erste Qualitätskriterium herangezogen, ergibt sich sogar eine nahezu vollständig gute Zuordnungsqualität.

Insgesamt betrachtet, erscheint es damit jedenfalls möglich, Managementfragen auf Feldstückebene zu untersuchen, auch wenn die angewendete Vorgangsweise zahlreiche Einflussfaktoren außer Acht lässt und Unschärfen bewusst in Kauf nimmt. Dies ist akzeptabel, da die hier vorgestellte Methode in erster Linie unter dem Aspekt der Identifikation tendenziell hocherosiver Feldstücke mit Gewässeranbindung für ein angepasstes Management und nicht unter dem einer möglichst exakten Berechnung des Bodenabtrags zu sehen ist.

Um zu überprüfen, inwieweit feldstückscharfe CP-Faktoren für die Ausweisung erosiver Hotspots überhaupt Relevanz besitzen, wurden ihnen in den betrachteten Einzugsgebieten die über Katastralgemeinden flächengewichtet gemittelten CP-Faktoren gegenübergestellt. Das Ergebnis dieses Vergleichs zeigt Abbildung 16 in Form von Boxplots der CP-Faktoren der Ackerlandfeldstücke. Es ist deutlich zu sehen, dass die über Katastralgemeinden flächengewichtet gemittelten CP-Faktoren nur bedingt für die Ausweisung erosiver Hotspots geeignet sind, da sie nicht die vollen Bandbreiten an Anbausituationen enthalten und sich das Erosionsgeschehen damit in einem hohen Maß auf tendenziell abiotische Einflussgrößen (Niederschlagsgeschehen, Bodenparameter, Hangneigung und -länge) reduziert. Darüber hinaus ist ersichtlich, dass das Einzugsgebiet der Gusen aufgrund einer unterschiedlichen Kulturartenverteilung ein im Mittel niedrigeres CP-Faktorenniveau als die Einzugsgebiete der Krems und Pram aufweist.

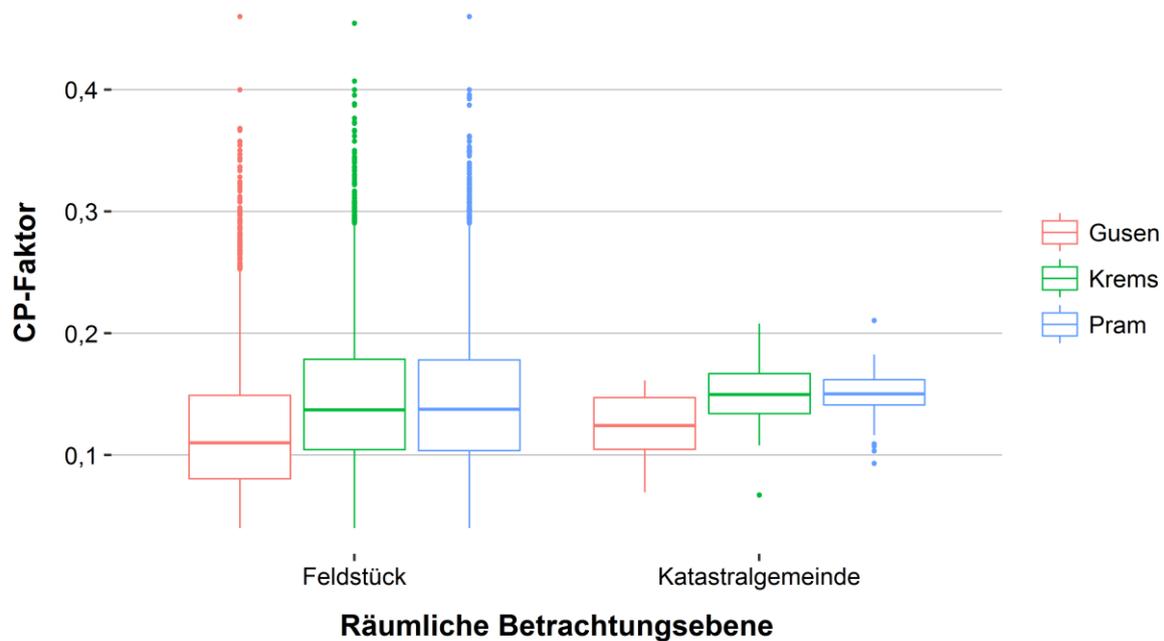


Abbildung 16: Bandbreiten der CP-Faktoren der Ackerlandfeldstücke für die räumlichen Betrachtungsebenen Feldstück und Katastralgemeinde

Abschließend sind in Tabelle 7 für alle definierten Landnutzungsklassen die in PhosFate verwendeten C- bzw. CP-Faktoren aufgelistet, wobei für die Landnutzungsklassen 10 und 12 die Schwankungsbreiten, in denen sich die jeweiligen Flächen aufgrund der angebauten Kulturarten bewegen, angegeben sind. Der C-Faktor von Wald stammt hierbei aus Novotny (2003) und die C-Faktoren der restlichen, nicht landwirtschaftlichen Klassen wurden über den C-Faktor von Grünland unter Berücksichtigung des jeweils zugrundeliegenden, versiegelten bzw. nicht erosionswirksamen Flächenanteils abgeschätzt.

Tabelle 7: C- bzw. CP-Faktoren der PhosFate-Landnutzungsklassen

Code	Landnutzungsklasse	C- bzw. CP-Faktor
1	Niedriger Versiegelungsgrad	0,026
2	Mittlerer Versiegelungsgrad	0,020
3	Komplett versiegelt	0,000
4	Vegetationsarme Fläche	0,016
5	Feuchtgebiet	0,016
6	Stehendes Gewässer	0,000
7	Fließgewässer	0,000
8	Wald	0,004
9	Randfläche	0,022
10	Landwirtschaftliche Mischnutzung (je nach Bewirtschaftung)	0,040–0,194
11	Grünland	0,040
12	Ackerland (je nach Bewirtschaftung)	0,040–0,460

5.1.2 Datenhaltung

Alle PhosFate-Eingangsdaten werden – soweit möglich – in lediglich zwei Formaten vorgehalten. Bei Vektordaten kommen Feature-Classes in File-Geodatabases und bei Rasterdaten das ERDAS IMAGINE-Dateiformat zum Einsatz. Es handelt sich in beiden Fällen um Formate, die weit verbreitet sind, von einer Vielzahl an Softwareprodukten inklusive Open-Source-Software gelesen sowie meist auch geschrieben werden können, eine hohe Funktionalität bieten und einfach mit Dritten auszutauschen sind.

Ein generelles Problem jeder Datenhaltung stellt die Dokumentation dar, die unter Umständen genauso zeitaufwändig wie die Generierung der Daten selbst sein kann. Insbesondere wenn Originaldaten mehreren Bearbeitungsschritten unterzogen wurden, ist zu einem späteren Zeitpunkt oft nicht mehr nachvollziehbar, welchen Informationsgehalt diese Daten denn eigentlich haben und verlieren in einem solchen Fall für zukünftige Anwendungen jeglichen Wert.

Für das gegenständliche Projekt wurde aus diesem Grund ein System entwickelt, das versucht, den Dokumentationsaufwand bei gleichzeitig möglichst hoher Nachvollziehbarkeit zu minimieren. Zu diesem Zweck wurde die Dokumentation in die Art und Weise integriert, wie die Datensätze abgelegt werden. Das System basiert auf Indizes und Kurzangaben (Suffixe) zu den verwendeten Werkzeugen, Parametern und Aufbereitungsschritten.

Ein anschauliches Beispiel dafür stellt das digitale Geländemodell (DGM) von Oberösterreich dar. In Abbildung 17 ist links im Catalog Tree als erster Datensatz das Original mit dem Index 00_00 aufgelistet. Der Index 00_01 stellt den ersten Bearbeitungsschritt dar. Es handelt sich dabei um eine Koordinatentransformation in das Koordinatenreferenzsystem ETRS-LAEA (EPSG-Code: 3035) für die das GIS-Grid verwendet wurde (siehe auch Kapitel 5.1). Des Weiteren ist im Inhaltsvorschaufenster rechts vom Catalog Tree anhand der Suffixe zu erkennen, dass die Koordinatentransformation insgesamt zwei Mal durchgeführt wurde. Einmal mit bilinearer Interpolation (Suffix bilinear) und einmal mit kubischer Faltung (Suffix cubic) als Resamplingtechnik (siehe auch Kapitel 5.1.1.1).

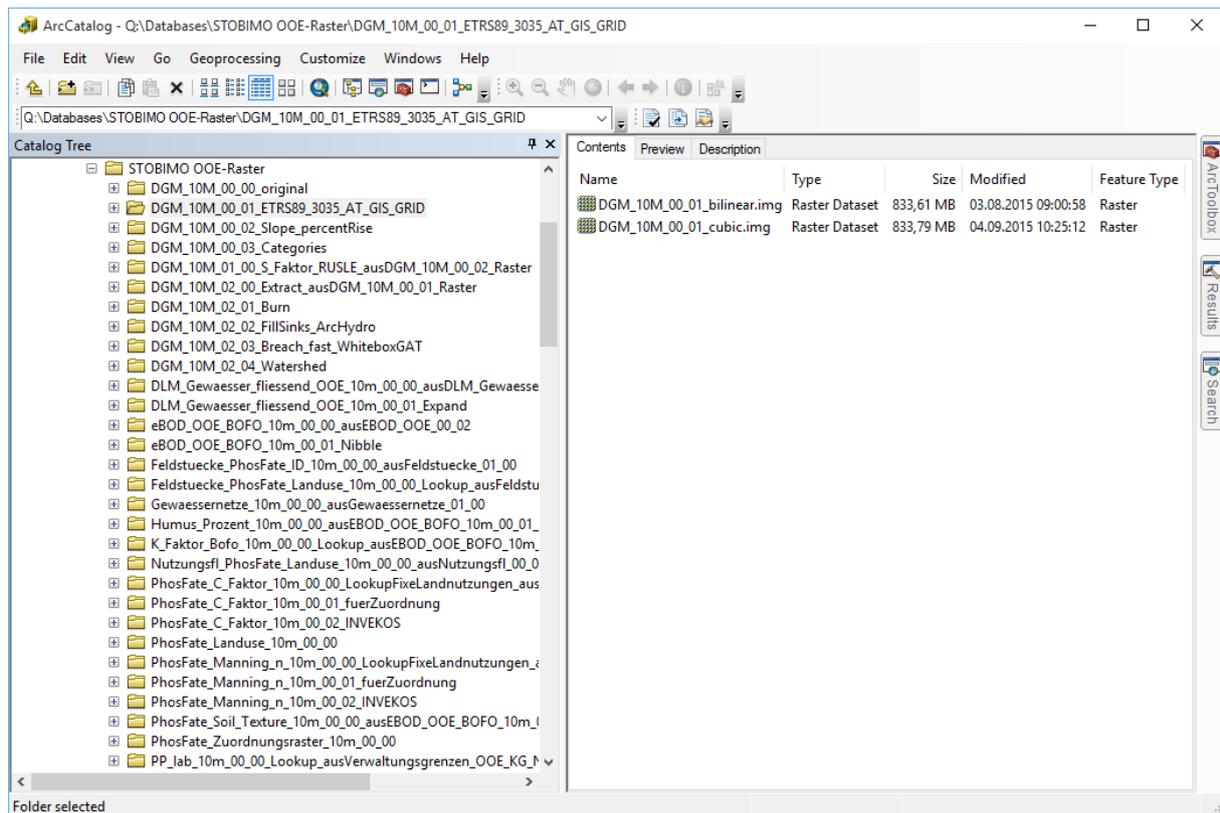


Abbildung 17: System der Datenhaltung basierend auf Indizes und Kurzangabe der verwendeten Werkzeuge und Parameter

Mit diesem System ist es darüber hinaus möglich, mit Hilfe einer Referenz auf einen bereits getätigten Aufbereitungsschritt einen neuen Datenaufbereitungsast anzulegen. Ein Beispiel dazu stellt der S-Faktor mit dem Index 01_00 dar, der sich auf den Datensatz mit dem Index 00_02 (Gefälle in Prozent) bezieht.

Der Vorteil dieser Art der Dokumentation ist, dass sie, wenn das System einmal steht, im Vergleich relativ wenig Zeit in Anspruch nimmt und ein geringeres Maß an Disziplin der Bearbeiter erfordert als beispielsweise eine begleitende textliche Dokumentation. Zusätzlich werden damit Zwischenschritte genauso dokumentiert und stehen für eine etwaige spätere Nutzung zur Verfügung. Ein Nachteil ist jedoch, dass, um die einzelnen Schritte letztendlich nachvollziehen zu können, eine relativ gute Kenntnis der vorliegenden Datensätze sowie der eingesetzten Software und ihrer Werkzeuge erforderlich ist.

5.2 Methodische Entwicklungen im Kontext der PhosFate-Modellalgorithmen

5.2.1 Gewässernetz und Abflusswege

Die Ableitung des Gewässernetzes aus dem digitalen Geländemodell erfolgte in PhosFate bisher mit Hilfe eines Schwellenwerts, der angibt, ab welcher Abflussakkumulation (Anzahl der Rasterzellen, die in einen bestimmten Punkt entwässern) es sich in einem Untersuchungsgebiet um den Beginn eines Gewässers handelt. Insbesondere bei Untersuchungsgebieten mit heterogenen Niederschlags-, Boden- und Vegetationsverhältnissen kann ein solcher Schwellenwert aber zu größeren Über- oder Unterschätzungen der tatsächlichen Gewässerlängen führen.

Eine mögliche Verbesserung stellt in diesem Zusammenhang die Verwendung einer gewichteten Abflussakkumulation dar, die beispielsweise Rasterzellen in Abhängigkeit ihrer Landnutzung bzw. Bodenbedeckung unterschiedlich hohe Gewichte zuordnet, wodurch unter anderem der Speicherwirkung von Wald Rechnung getragen werden kann.

Um für Managementfragen allerdings zwischen kartierten und nicht kartierten Abflusswegen unterscheiden zu können, wurde in PhosFate zusätzlich eine möglichst genaue Nachbildung kartierter Gewässerläufe angestrebt. Dafür wurde mittels einer Anpassung des Modellquellcodes die Möglichkeit geschaffen, eine weitere Inputkarte an das Modell zu übergeben, mit der dem Modell die Rasterzellen, die Gewässerläufe darstellen, exakt vorgegeben werden können. Um nicht in Konflikt mit anderen, damit zusammenhängenden Datensätzen zu geraten, und um ein qualitativ hochwertiges Ergebnis zu erzielen, verlangt diese Vorgangsweise jedoch eine entsprechende Vorbehandlung des digitalen Geländemodells.

Im Zuge dieser Vorbehandlung wurden in einem ersten Schritt die kartierten Gewässerläufe in das digitale Geländemodell eingebracht, indem die betroffenen Rasterzellen um einen fixen Wert tiefer gelegt wurden. Hierfür wurden die erworbenen Fließgewässer des Digitalen Landschaftsmodells (DLM-G) (BEV, 2015) verwendet, die insgesamt betrachtet bei einem stichprobenartigen, optischen Vergleich mit digitalen Orthofotos eine etwas höhere Lagegenauigkeit als das oberösterreichische Detailgewässernetz aufwiesen.

In einem zweiten Schritt wurden anschließend die Senken im digitalen Geländemodell behandelt. Dies ist notwendig, um sicherzustellen, dass die gesamte Fläche eines Einzugsgebiets zum Abfluss kommt. In diesem Zusammenhang werden zwei Typen von Senken unterschieden:

- Senken infolge Datenaufbereitungsprozesse im Rahmen der Ableitung digitaler Geländemodelle aus LiDAR-Rohdaten (sogenannte Artefakte)
- Senken als reale Merkmale einer Landschaft (zum Beispiel als Folge eines Straßendamms)

Bei Senken, die sich innerhalb der tiefergelegten Gewässerlaufzellen befinden, kann davon ausgegangen werden, dass es sich ausschließlich um Artefakte handelt. Aus diesem Grund wurden sie einfach gefüllt, das heißt das Gelände innerhalb einer Senke wird so lange angehoben, bis sich ein Auslass findet.

Alle anderen Senken wurden nicht gefüllt, sondern mit dem Werkzeug Breach Depressions (Fast) der Software Whitebox GAT (Lindsay, 2014) aufgebrochen, das auf dem hochperformanten Morphological Carving-Algorithmus von Soille (2004) basiert. Dabei wird vom tiefsten Punkt der Senke aus durch Tieferlegen einzelner Rasterzellen des „Damms“, der die Senke bildet, eine Abflussmöglichkeit kreiert und die Senke so entwässert. Mit dieser im Kontext von PhosFate neuen Methode lässt sich im Vergleich zur Füllung von Senken die Beeinflussung des digitalen Geländemodells minimieren (Lindsay und Creed, 2005). Zusätzlich stellt sie ein Bindeglied auf dem Weg zur Handhabung kulturtechnischer Maßnahmen (siehe auch Kapitel 5.3.2) dar. Ein anschauliches Beispiel diesbezüglich ist in Abbildung 18 zu sehen.



Abbildung 18: Orthofoto (links) überlagert mit der Abflussakkumulation, die sich aus dem Füllen (mittig) und dem Aufbrechen (rechts) der vorhandenen Senken ergibt (Jackson, 2013). Aufgrund der niedrigeren Modellauflösung fallen die Unterschiede in PhosFate allerdings weit weniger drastisch aus

Nach all diesen Vorarbeiten ist gewährleistet, dass Gewässer – ausgehend von ihren Anfangspunkten – in PhosFate entsprechend ihrem kartierten Verlauf nachverfolgt werden können. Darüber hinaus können mit Hilfe des Schwellenwerts der (gewichteten) Abflussakkumulation wie bisher bevorzugte Abflusswege außerhalb kartierter Gewässerläufe identifiziert und im Modell wie Gewässer behandelt werden. Insbesondere bei erosionswirksamen Starkniederschlägen kann davon ausgegangen werden, dass der Charakter solcher Abflusswege eher dem Charakter konzentrierter Gewässerabflüsse als dem Charakter flächiger Abflüsse über Vegetationsdecken entspricht.

5.2.2 Inputkarten

In mehreren Kapiteln dieses Berichts wurde bereits erwähnt, dass diverse Eingangsdaten dem Modell nun in Form einer räumlich hochaufgelösten Karte übergeben werden können. An dieser Stelle soll eine Übersicht über alle zusätzlichen Inputkarten gegeben werden, was jeweils eine Anpassung des Modellquellcodes erforderte:

- Tongehalt des Oberbodens (siehe Kapitel 5.1.1.3)
- K-, C- und P-Faktoren der ABAG (siehe Kapitel 5.1.1.5)
- Kartierte Gewässerläufe (siehe Kapitel 5.2.1)
- K-, C- und P-Faktoren der ABAG von Maßnahmen als Inputkarten für den Optimierungsalgorithmus

Infolge all dieser Anpassungen ist PhosFate nun in der Lage sowohl für eine bessere Abbildung des Ist-Zustands als auch eine räumlich höher aufgelöste Verortung von Maßnahmen zur Reduktion der Erosion sowie des Sediment- und partikulären Phosphortransports in die Gewässer, bisher kaum erschlossene, räumlich hochaufgelöste Datensätze sinnvoll zu nutzen. Als Beispiel hierfür soll an dieser Stelle noch einmal der Feldstücklayer des INVEKOS-GIS angeführt werden.

5.3 Geländekartierung

Es ist allgemein bekannt, dass kulturtechnische Maßnahmen Einfluss auf das Abflussgeschehen in einem Einzugsgebiet nehmen. Insbesondere beim Stofftransport in Oberflächengewässer stellt sich die Frage, welche Rolle beispielsweise sogenannten hydraulischen Kurzschlüssen infolge unterirdischer Ableitungen zukommt. Da diesbezüglich keine großräumigen Datensätze zur Verfügung stehen, ist es nicht ohne weiteres möglich, entsprechende Auswirkungen abzuschätzen.

Um trotzdem eine qualitative Validierung der von PhosFate ausgewiesenen Beitragsflächen zu erosiven Phosphoremissionen in Bezug auf diese Fragestellung vornehmen zu können, wurde eine Geländekartierung durchgeführt.

5.3.1 Klassifizierungssystem

Für diese Geländekartierung wurde ein Klassifizierungssystem auf Basis der Raumeinheit Feldstücke entwickelt, dessen Fokus auf der Evaluierung der Gewässeranbindung liegt. Aufgrund ihrer hohen räumlichen und zeitlichen Konstanz sowie der Verfügbarkeit einzelner Datensätze sind Feldstücke – speziell unter dem Gesichtspunkt von Managementfragen – dafür besser geeignet als Schläge. Dieses Klassifizierungssystem basiert auf Codes, über die den Feldstücken unterschiedliche Attribute eindeutig zugeordnet werden können, und die eine spätere quantitative Auswertung der aufgenommenen Attribute erlauben.

Bei der Gewässeranbindung der Feldstücke wird zwischen natürlicher und künstlicher Anbindung unterschieden, wobei unter natürlicher Anbindung verstanden wird, dass der Oberflächenabfluss ohne jede Beeinflussung durch eine kulturtechnische Maßnahme (Gully, Drainagegraben, Rohrleitung etc.) in ein Gewässer gelangt.

Nachdem eine natürliche Anbindung bei Trockenwetter unter Umständen nicht eindeutig erkennbar ist bzw. eindeutig ausgeschlossen werden kann, umfasst das Klassifizierungssystem dabei die in Tabelle 8 aufgelisteten Abstufungen.

Tabelle 8: Abstufungen für die Bewertung natürlicher Anbindungen

Code	Textliche Beschreibung
1	Sicher angebunden
2	Vermutlich angebunden
3	Wahrscheinlich nicht angebunden
4	Nicht angebunden

Zusätzlich enthält das Klassifizierungssystem Details zu natürlichen Anbindungen. Es sind dies Angaben darüber, ob ein Feldstück direkt oder indirekt natürlich angebunden (Tabelle 9) bzw. warum ein Feldstück auf natürlichem Weg nicht angebunden ist (Tabelle 10).

Tabelle 9: Angaben zu natürlich angebundenen Feldstücken

Code	Textliche Beschreibung	Erläuterung
0	Keine Angabe	
1	Direkt angebunden	Feldstück entwässert vorwiegend direkt über seine Gewässerfront in ein angrenzendes Gewässer
2	Über nicht kartiertes Gerinne indirekt angebunden	Feldstück entwässert vorwiegend indirekt über die angeführte Struktur bzw. über ein oder mehrere unterliegende Feldstücke in ein angrenzendes oder auch nicht angrenzendes Gewässer; Gerinne wird hier im Sinn von natürlich entstanden verwendet
3	Über sichtbare, temporäre Abflussspur indirekt angebunden	
4	Über unterliegende(s) Feldstück(e) indirekt angebunden	
99	Sonstiges	

Tabelle 10: Angaben zu Feldstücken, die auf natürlichem Weg nicht angebunden sind

Code	Textliche Beschreibung	Erläuterung
0	Keine Angabe	
1	Lineare Struktur (Damm, Verkehrsweg etc.)	
2	Senke	
3	Gewässer fälschlicherweise eingezeichnet und keine indirekte Anbindung	Finden Verwendung, wenn ein kartiertes Gewässer in der Natur nicht vorgefunden wird
4	Gewässer verrohrt und keine indirekte Anbindung	
99	Sonstiges	

Die künstliche Anbindung bzw. Ableitung betreffend wird zwischen den in Tabelle 11 angeführten Codes unterschieden. Code 3 wird in diesem Zusammenhang für Feldstücke verwendet, die direkt oder indirekt in ein unterliegendes Feldstück entwässern, das über eine künstliche Anbindung verfügt. Analog zu den natürlichen Anbindungen sind auch für künstliche Anbindungen Zusatzangaben vorgesehen. In diesem Fall handelt es sich um die Ableitungsart (Tabelle 12). Ist ein Feldstück über ein unterliegendes Feldstück künstlich angebunden, wird ihm dabei die Ableitungsart des unterliegenden Feldstücks zugeordnet.

Tabelle 11: Codes für die Bewertung künstlicher Anbindungen bzw. Ableitungen

Code	Textliche Beschreibung
1	Vorhanden
2	Nicht vorhanden
3	Über unterliegende(s) Feldstück(e) indirekt künstlich angebunden

Tabelle 12: Angaben zu künstlichen Ableitungen

Code	Textliche Beschreibung	Erläuterung
0	Keine Angabe	
1	Graben mit Gully	Inkludiert eine Rohrleitung
2	Graben mit direkter Anbindung	Graben mündet direkt in ein Gewässer Indirekt bedeutet hier, dass der Graben nur das 1. Glied einer Kette darstellt und die eigentliche
3	Graben mit indirekter Anbindung	Anbindung beispielsweise über einen Rohrdurchlass in Kombination mit diffusem Abfluss über ein unterliegendes Feldstück gegeben ist Für den Fall, dass ein Graben beispielsweise in ein auf natürlichem Weg nicht angebundenes Waldstück mündet und sich dort verläuft
4	Graben ohne jede Anbindung*	
5	Gully mit Rohrleitung	
6	Rohrdurchlass mit direkter/indirekter Anbindung	Siehe Code 2/3
7	Rohrdurchlass ohne jede Anbindung*	Siehe Code 4
99	Sonstiges	

*Bei den Codes 4 und 7 muss berücksichtigt werden, dass zwar eine künstliche Ableitung, nicht aber eine künstliche Anbindung existiert.

Neben den natürlichen und künstlichen Anbindungen bzw. Ableitungen umfasst das Klassifizierungssystem für die Feldstücke außerdem etwaige Gewässerrandstreifen inklusive einiger dazugehöriger Details (Breite, Vegetation, besondere Merkmale). Darüber hinaus werden als Linienelemente relevante, nicht kartierte ober- und unterirdische Abflusswege erfasst (Tabelle 13). In Verbindung mit diesen können selbst die indirekten Anbindungen der Angaben zu künstlichen Ableitungen (Codes 3 und 6 in Tabelle 12) nachvollzogen werden. Für den Fall, dass sich vor Ort keiner der vorhandenen Codes als passend erweist, ist bei den meisten Angaben die Eingabe des Codes 99 (Sonstiges) mit ergänzenden Kommentaren möglich.

Tabelle 13: Angaben zu nicht kartierten, ober- und unterirdischen Abflusswegen

Code	Textliche Beschreibung
1	Drainagegraben
2	Sichtbare, temporäre Abflussspur
3	Straßengraben
4	Rohrleitung
5	Rohrdurchlass
8	Gerinne*
99	Sonstiges

*Die Codes 6 und 7 sind aufgrund nachträglicher Änderungen nicht vorhanden.

Aus operativen Gründen wurde angestrebt, die Geländekartierung GIS-basiert durchzuführen, wofür die Software ArcPad Verwendung fand. Diese Software erlaubt, mit Hilfe der Extensible Markup

Language (XML) Eingabemasken, wie die in Abbildung 19 dargestellte, zu erstellen, die die Feldarbeit deutlich erleichtern und eine standardisierte Datenerfassung gewährleisten.

The screenshot shows a software window titled 'Feldstücke' with a tabbed interface. The 'Page 1' tab is active, showing a form with the following fields:

Feldstücknutzungsart	
A) "Natürliche" Anbindung	4: nicht angebunden
A1/2) Detail sicher/vermutlich angebunden	0: keine Angabe
A3/4) Detail wahrscheinlich nicht/nicht angebunden	1: lineare Struktur (Damm, Verkehrsweg etc.)
B) Künstliche Ableitung	1: ja
B1) Detail künstliche Ableitung	1: Graben mit Gully
C) Gewässerandstreifen	2: nein
C1) Gewässerandstreifenbreite	0: keine Angabe
C1) Gewässerandstreifenvegetation	0: keine Angabe
C1) Besondere Merkmale des Gewässerandstreifens	0: keine Angabe
Kommentar 1	
Kommentar 2	
Kommentar 3	

At the bottom left of the window, there are 'ok' and 'X' buttons.

Abbildung 19: Eingabemaske für die Erfassung der Feldstücke

Des Weiteren ist als elementarer Bestandteil des Klassifizierungssystems die Anlage einer Fotodokumentation vorgesehen. Mit Hilfe eines GPS-Empfängers können die Fotos über den Zeitstempel georeferenziert und ihre Positionen als Punkte mit Verweisen auf die Originalbilder in eine Geodatenbank importiert werden.

5.3.2 Ergebnisse der Geländekartierung und daraus resultierendes Weiterentwicklungspotential von PhosFate

Die Geländekartierung wurde in drei Gebieten mit jeweils unterschiedlicher Charakteristik im Einzugsgebiet der Pram durchgeführt. Es sind dies die Gebiete Sonnleiten, Hof und Zell (Abbildung 20). Das Gebiet Sonnleiten entspricht dabei der Charakteristik eines langgestreckten Gewässers mit tendenziell steil abfallenden Hängen und Verkehrswegen vorwiegend auf den Hangscheiteln. Bei Hof handelt es sich um ein Gebiet mit sich baumartig verästelnden Gewässerläufen, tendenziell flacher abfallenden Hängen und Verkehrswegen, die sich ebenso vorwiegend auf den Hangscheiteln befinden. Zell stellt demgegenüber ein Gebiet dar, das hauptsächlich den Hang schneidende Verkehrswege aufweist und zudem über zum Teil ausgeprägte Verrohrungen von Gewässerläufen verfügt.

Zum Kartierungssystem und den damit erzielten Ergebnissen ist allgemein anzumerken, dass sich der Facettenreichtum der vorgefundenen Verhältnisse nicht immer eindeutig einer Kategorie zuordnen lässt. Aus diesem Grund geben sie auch nur die vorherrschende Tendenz wieder und lassen das ein oder andere Detail unberücksichtigt. Insbesondere infolge der Lage und Größe einzelner Feldstücke ergeben sich darüber hinaus immer wieder zweideutige Situationen. Wenn ein Feldstück beispielsweise über den Scheitel eines Hangs reicht, kann dies dazu führen, dass die eine Hälfte

natürlich und die andere künstlich angebunden ist. In solchen Fällen wurden beide Anbindungsarten erfasst und sind in den Ergebnissen als eigene Mischkategorie dargestellt.

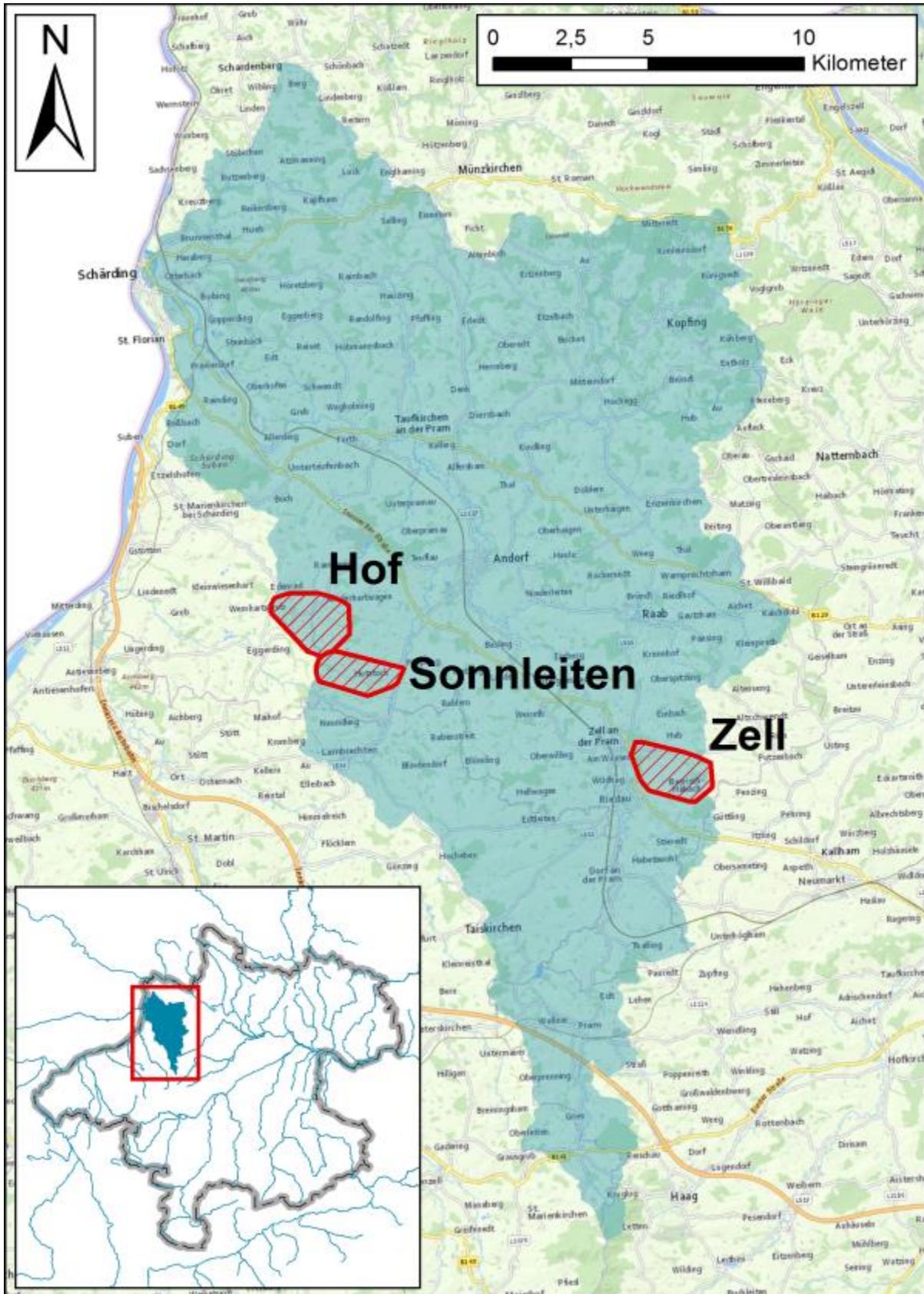


Abbildung 20: Kartierungsgebiete im Einzugsgebiet der Pram (Datenquellen: basemap.at, Amt der OÖ Landesregierung)

Des Weiteren wurden einige Grünlandfeldstücke angetroffen, die aufgrund ihrer Form und Lage (in der Regel langgestreckt und schmal zwischen einem Ackerlandfeldstück und einem Gewässer) mehr die Funktion eines Gewässerrandstreifens als eines Grünlandfeldstücks erfüllen. Im Zuge der Auswertung der Geländekartierung wurden Feldstücke, auf die dies zutrifft, ebenso einer eigenen Kategorie namens „Gewässerrandstreifen“ zugeordnet.

Von der Anzahl und Fläche der kartierten Feldstücke unterscheiden sich die Kartierungsgebiete ebenfalls (Abbildung 21). Die Spanne reicht von 58 kartierten Feldstücken in Sonnleiten über 116 in Hof bis 149 in Zell, wobei in Summe etwas mehr als die Hälfte auf Ackerlandfeldstücke entfällt. Diese Zahlen entsprechen einer landwirtschaftlichen Fläche von rund 150, 275 und 225 ha. Dabei überwiegt die Fläche des Ackerlands, dessen Feldstücke im Vergleich zum Grünland eine größere durchschnittliche Fläche aufweisen. Insgesamt wurden 323 Feldstücke kartiert, was einer Fläche von rund 650 ha entspricht, und darüber mehr als 2500 Fotos in die Foto-Geodatenbank eingepflegt.

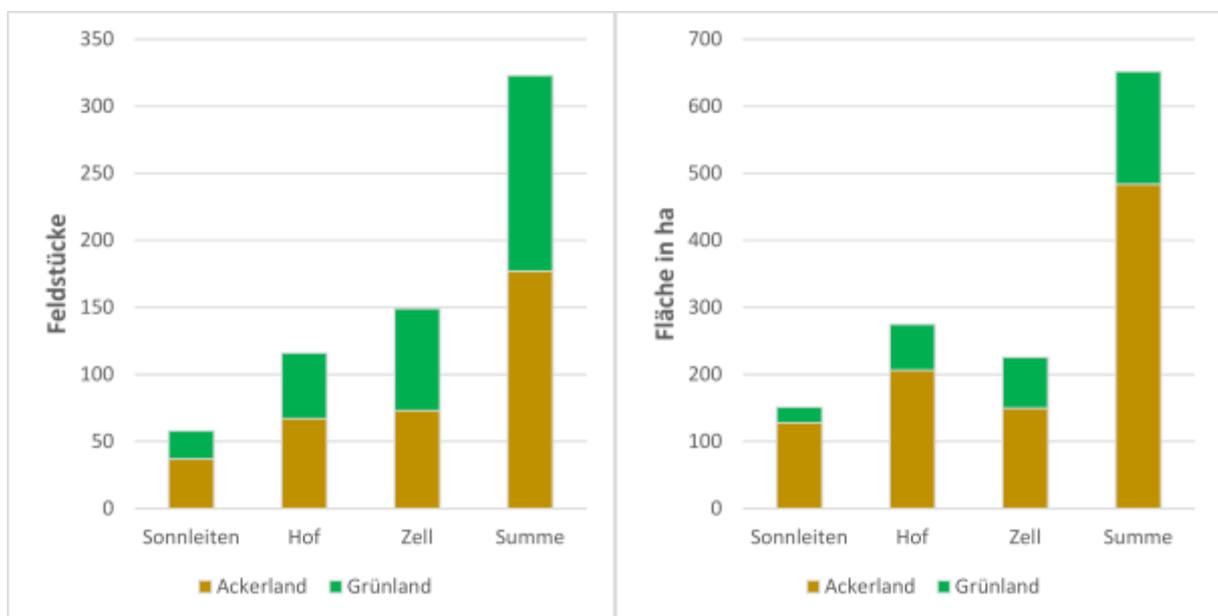


Abbildung 21: Anzahl (links) und Fläche (rechts) der kartierten Feldstücke

Einen Überblick über das Kartierungsergebnis von Sonnleiten gibt Abbildung 22. Prinzipiell wurden in einigen schmalen Waldstreifen zusätzliche Gerinne sowie auf landwirtschaftlichen Flächen einzelne sichtbare, temporäre Abflussspuren vorgefunden. Bei den zusätzlichen Gerinnen ist allerdings davon auszugehen, dass es sich um nur zeitweise wasserführende Gerinne handelt. Abgesehen von den teilweise künstlichen Anbindungen durch einen Drainage-, einen Straßengraben und einen Gully innerhalb des „Straßenrings“ auf den Hangscheiteln fällt auf, dass alle kartierten Feldstücke jenseits dieses Rings über eine künstliche Ableitung sowie Anbindung verfügen. Verkehrswege stellen somit ein wesentliches Hindernis für natürliche Anbindungen dar und treten oft in Kombination mit künstlichen Ableitungen auf.

Ähnliches trifft auf die Gebiete Hof (Abbildung 23) und Zell (Abbildung 24) zu. Auch in diesen Gebieten stellen Verkehrswege das bedeutendste Abflusshindernis dar. Im Gebiet Zell stellt der südlichste Bereich jedoch eine Besonderheit dar, da es sich bei ihm um ein Teileinzugsgebiet handelt, dessen Gewässer fast zur Gänze verrohrt wurde. Des Weiteren treten in diesem Gebiet einige Feldstücke auf, die weder über eine natürliche noch künstliche Anbindung verfügen, was ansonsten fast ausschließlich bei einzelnen Feldstücken in der Nähe von Siedlungen festzustellen ist.

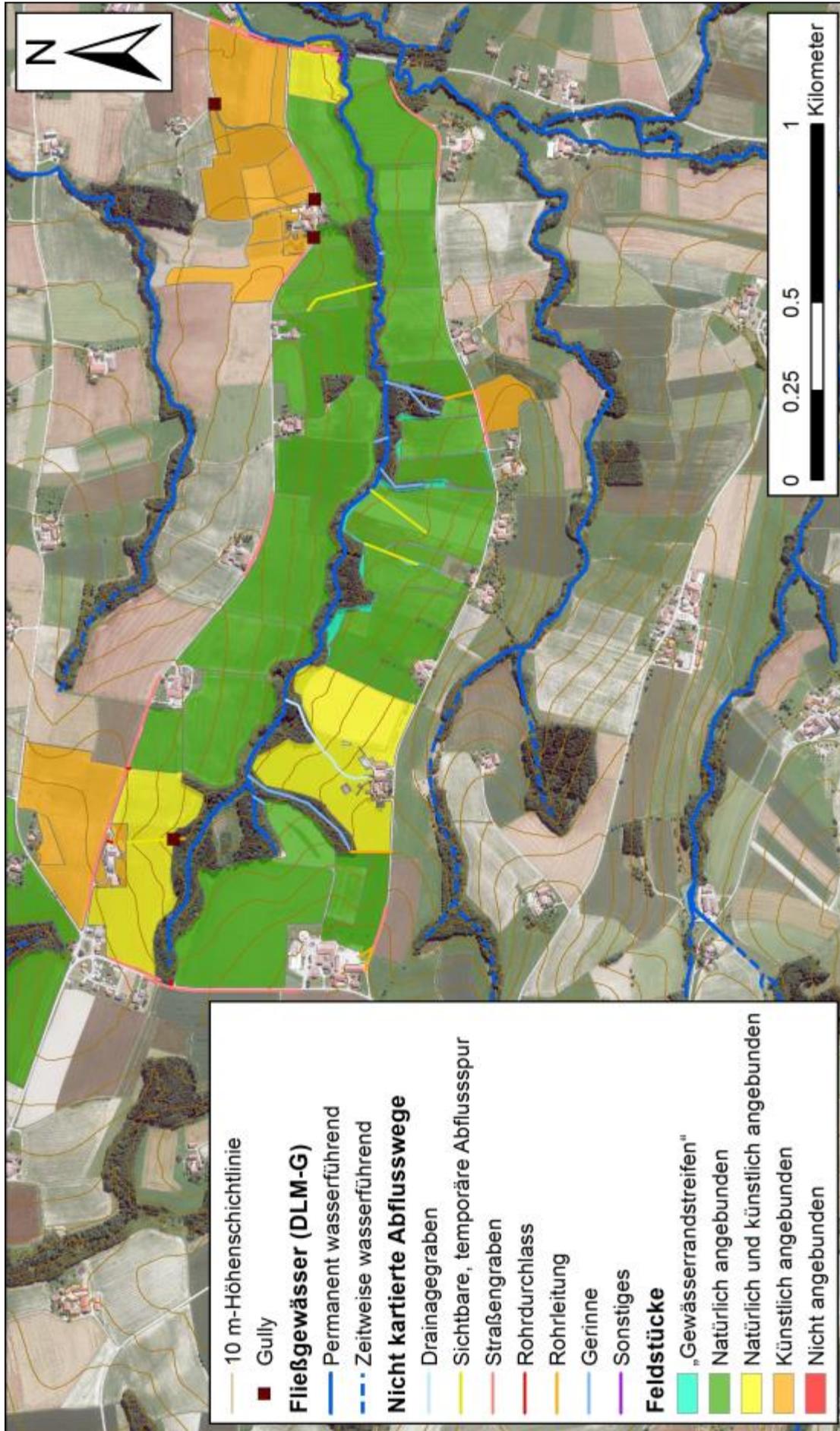


Abbildung 22: Anbindungsart der Feldstücke im Gebiet Sonnleitn (Datenquellen: Amt der OÖ Landesregierung, BMLFUW, BEV).

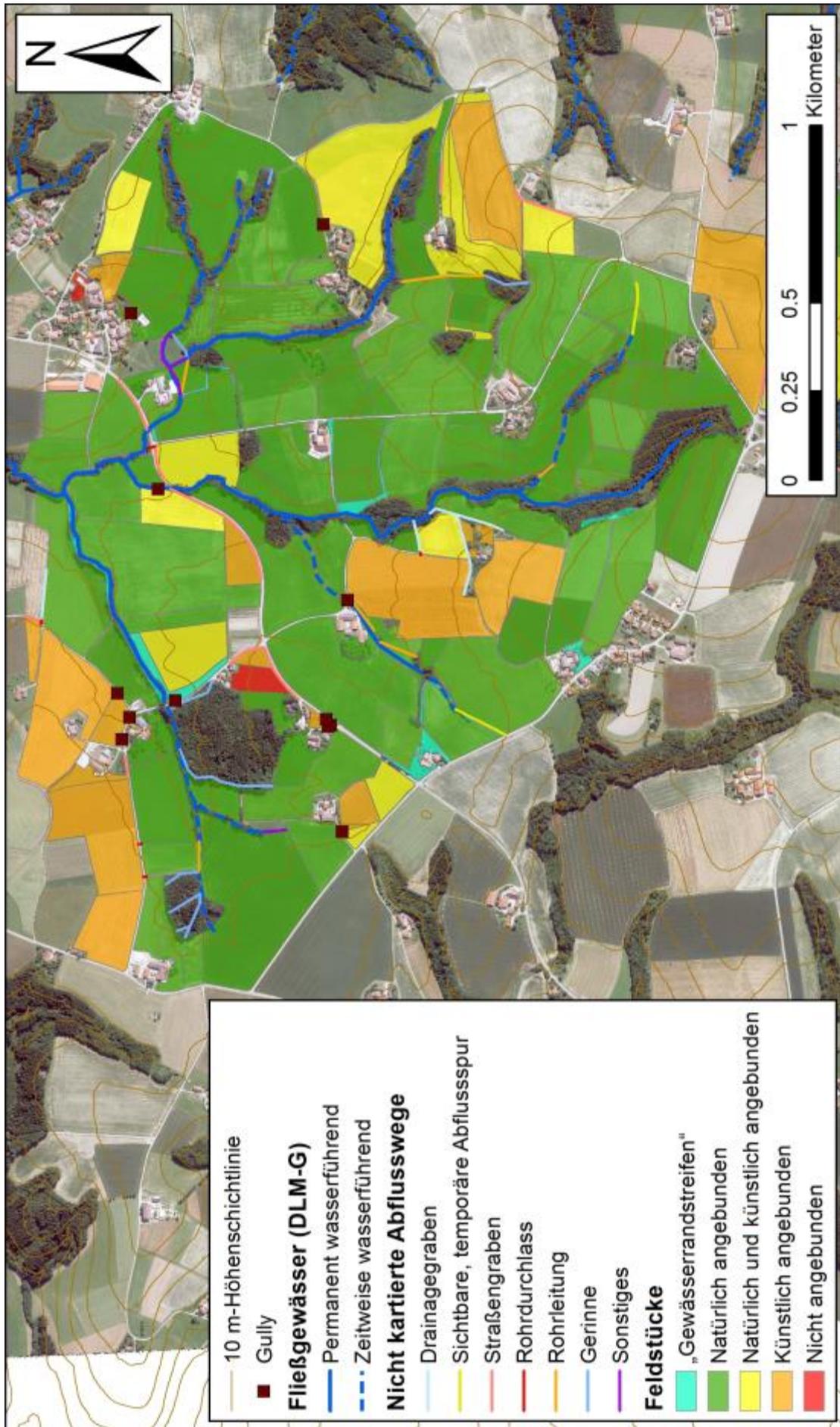


Abbildung 23: Anbindungsart der Feldstücke im Gebiet Hof (Datenquellen: Amt der OÖ Landesregierung, BMLFUW, BEV).

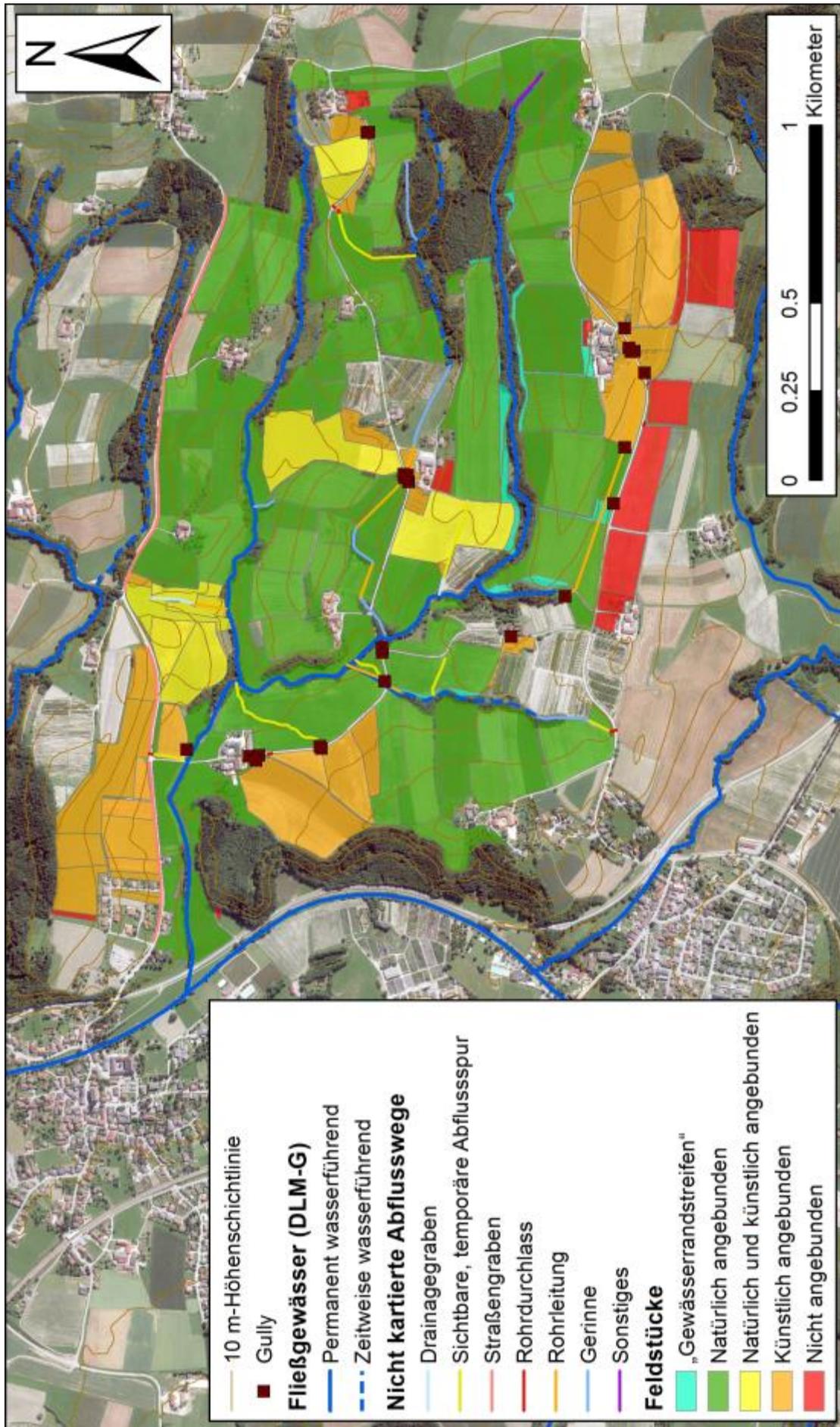


Abbildung 24: Anbindungsart der Feldstücke im Gebiet Zell (Datenquellen: Amt der OÖ Landesregierung, BMLFUW, BEV).

Insgesamt betrachtet ist der Anteil der natürlich angebondenen Feldstücke beim Grünland (ca. 55%) etwas niedriger als beim Ackerland (ca. 70%). Werden die rund 10% „Gewässerrandstreifen“ beim Grünland mitberücksichtigt, ergeben sich aber ähnlich hohe Anteile. In Summe sind ca. zwei Drittel der Feldstücke auf natürlichem und ca. ein Fünftel auf künstlichem Weg angebunden. Der Rest verteilt sich auf die übrigen Kategorien (Abbildung 25).

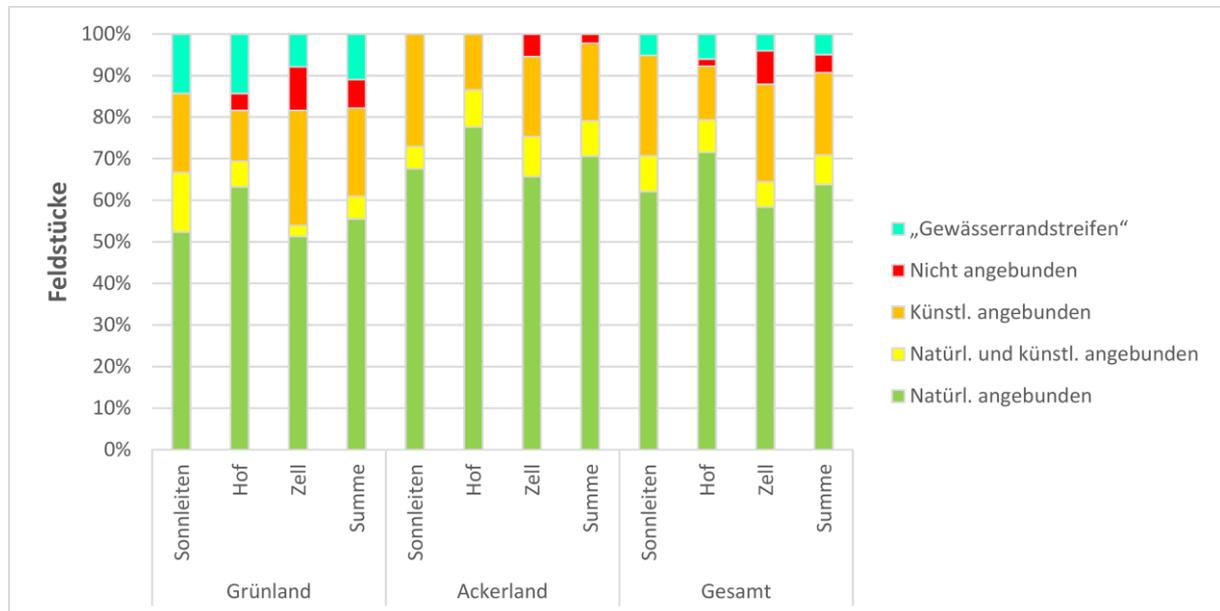


Abbildung 25: Prozentuelle Verteilung der Anbindungsarten der kartierten Feldstücke

Bei der prozentuellen Verteilung der Anbindungsarten stellt sich zudem die Frage nach der prozentuellen Verteilung der kartierten Fläche, die hier im Gegensatz zur prozentuellen Verteilung der kartierten Feldstückanzahl nicht dargestellt ist. Da das Kartierungssystem auf die räumliche und administrative Einheit Feldstück ausgelegt ist und dafür die vorherrschende Tendenz wiedergibt, ist eine Darstellung der prozentuellen Verteilung der kartierten Fläche nicht ohne weiteres möglich. Dies trifft insbesondere auf die Mischkategorie zu, die Feldstücke mit sowohl natürlicher als auch künstlicher Anbindung umfasst. Es bleibt dabei offen, welche Flächenanteile eines so kategorisierten Feldstücks schlussendlich der jeweiligen Kategorie (natürlich oder künstlich angebunden) zuzurechnen sind.

Was dennoch dargestellt werden kann, sind die den Feldstücken der einzelnen Kategorien zugehörigen Flächen. An dieser Stelle soll diesbezüglich in erster Linie auf 0 verwiesen werden, wo die entsprechenden Abbildungen zu finden sind. Prinzipiell kann darüber aber gesagt werden, dass der Anteil der Flächen, die der Kategorie natürlich angebunden zugehören, beim Grünland – außer im Gebiet Sonnleiten, wo ein einzelnes, überdurchschnittlich großes Feldstück das Ergebnis dominiert – etwas höher ausfällt und beim Ackerland kein wesentlicher Unterschied festzustellen ist. In weiterer Folge schlägt sich dieser etwas höhere Anteil natürlich angebondener Flächen erwartungsgemäß genauso in der Gesamtsumme nieder.

Die Art und Weise, wie ein Feldstück angebunden ist, entscheidet allerdings nicht alleine über die Qualität, mit der es in PhosFate abgebildet werden kann. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist, ob daraus eine Beeinflussung der Abflussakkumulation entsteht. So führt beispielsweise eine künstliche Ableitung an einem Straßendamm im Modell nicht nur zu einer Unterschätzung des Phosphoreintrags der künstlich abgeleiteten Feldstücke infolge des hydraulischen Kurzschlusses,

sondern gleichzeitig auch zu einer Überschätzung des Austrags der unterliegenden Feldstücke. Bei diesen geht das Modell von der ursprünglichen Abflussakkumulation aus und berechnet deshalb eine zu hohe Erosion und damit verbunden einen zu hohen Phosphorausstrag.

Um diesem Zusammenhang Rechnung zu tragen, wurden die Kartierungsergebnisse der Anbindung auf ihren Einfluss auf über- und unterliegende Feldstücke untersucht. Daraus ergeben sich für die drei Gebiete neue Karten, die das jeweilige Ausmaß der Beeinflussung wiedergeben. Dabei wird zwischen nicht/kaum beeinflusst, teilweise/tendenziell sowie großteils über- oder unterschätzt unterschieden (Abbildung 26, Abbildung 27 und Abbildung 28).

Das oben angeführte Beispiel mit einer künstlichen Ableitung an einem Straßendamm ist besonders gut im nordwestlichen Bereich des Gebiets Hof (Abbildung 26) zu sehen. Es muss hier allerdings zwischen ober- und unterirdischen künstlichen Ableitungen unterschieden werden. Während die Sachlage bei den unterirdischen Ableitungen relativ eindeutig ist, hängt sie bei den oberirdischen stärker von den örtlichen Gegebenheiten ab. So führt ein Rohrdurchlass zum Beispiel nicht zwangsläufig zu einer Verringerung der Abflussakkumulation in unterliegenden Feldstücken, jedoch sehr wohl zu einer Verlagerung derselben bzw. Konzentration des Abflusses an einem bestimmten Ort. Ob sich dies positiv oder negativ auf den Phosphorausstrag auswirkt, ist von Fall zu Fall verschieden. In jedem Fall stellt es aber eine dem Modell unbekannte Beeinflussung dar.

Der Grad nicht/kaum beeinflusst macht in der Verteilung der Beeinflussungsgrade der kartierten Feldstücke in Summe annähernd die Hälfte aus, wobei sein Anteil bei den Grünlandfeldstücken etwas niedriger als bei den Ackerlandfeldstücken ist (Abbildung 27). Aufgrund der gegenseitigen Abhängigkeit im Abflussbaum ist dieser Wert im Vergleich zum Anteil der natürlich angebundenen Feldstücke (ca. zwei Drittel) geringer. Die andere Hälfte verteilt sich gesamt gesehen zu ungefähr gleichen Teilen auf die über- und unterschätzten Feldstücke mit einem leichten Überhang bei Letzteren. Feldstücke der Kategorie „Gewässerrandstreifen“ wurden bei dieser und den folgenden Auswertungen nicht mitberücksichtigt.

Bestimmt man die Ursachen der Abflussbeeinflussungen näher, ergibt sich dafür die in Abbildung 28 dargestellte prozentuelle Verteilung. Es zeigt sich, dass rund die Hälfte der Abflussbeeinflussungen von Straßendämmen mit unterirdischer Ableitung verursacht wird. Straßendämme mit oberirdischer Ableitung machen dahingegen nur 5–10% aus. Einen weiteren wichtigen Beeinflussungsgrund stellen Gullys mit etwas über 10% dar. Die restlichen ca. 30% sind unter Gewässernetz und Sonstiges subsummiert. Die Kategorie Gewässernetz umfasst dabei Drainagegräben, Verrohrungen und Gewässerabschnitte, deren Kartierung nicht dem Naturstand entspricht. Unter Sonstiges sind Beeinflussungen infolge von Siedlungen, Straßendämmen ohne künstliche Ableitung, Feldwegen und Senken zusammengefasst.

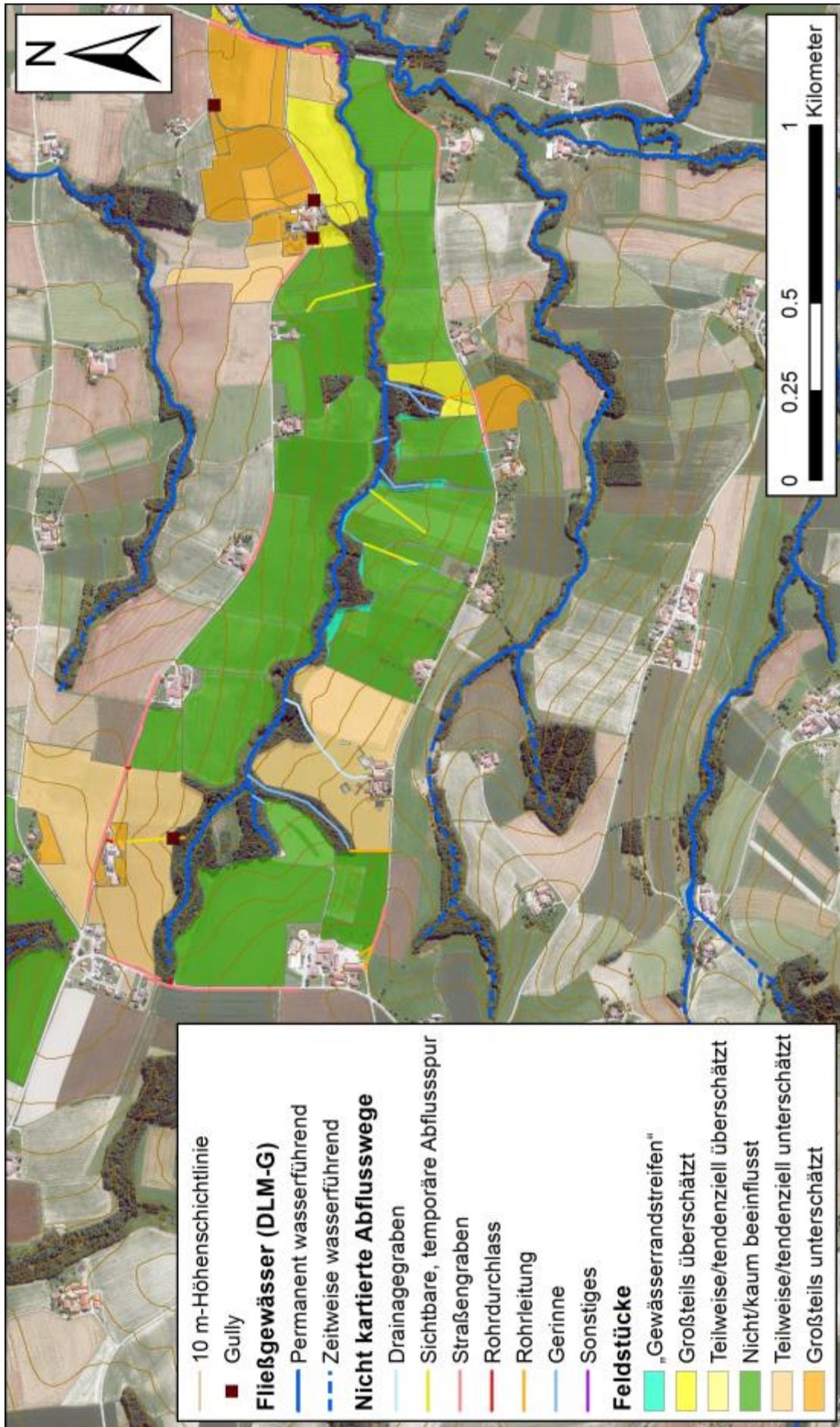


Abbildung 26: Beeinflussungsgrad der Feldstücke im Gebiet Sonnleitens (Datenquellen: Amt der OÖ Landesregierung, BMLFUW, BEV).

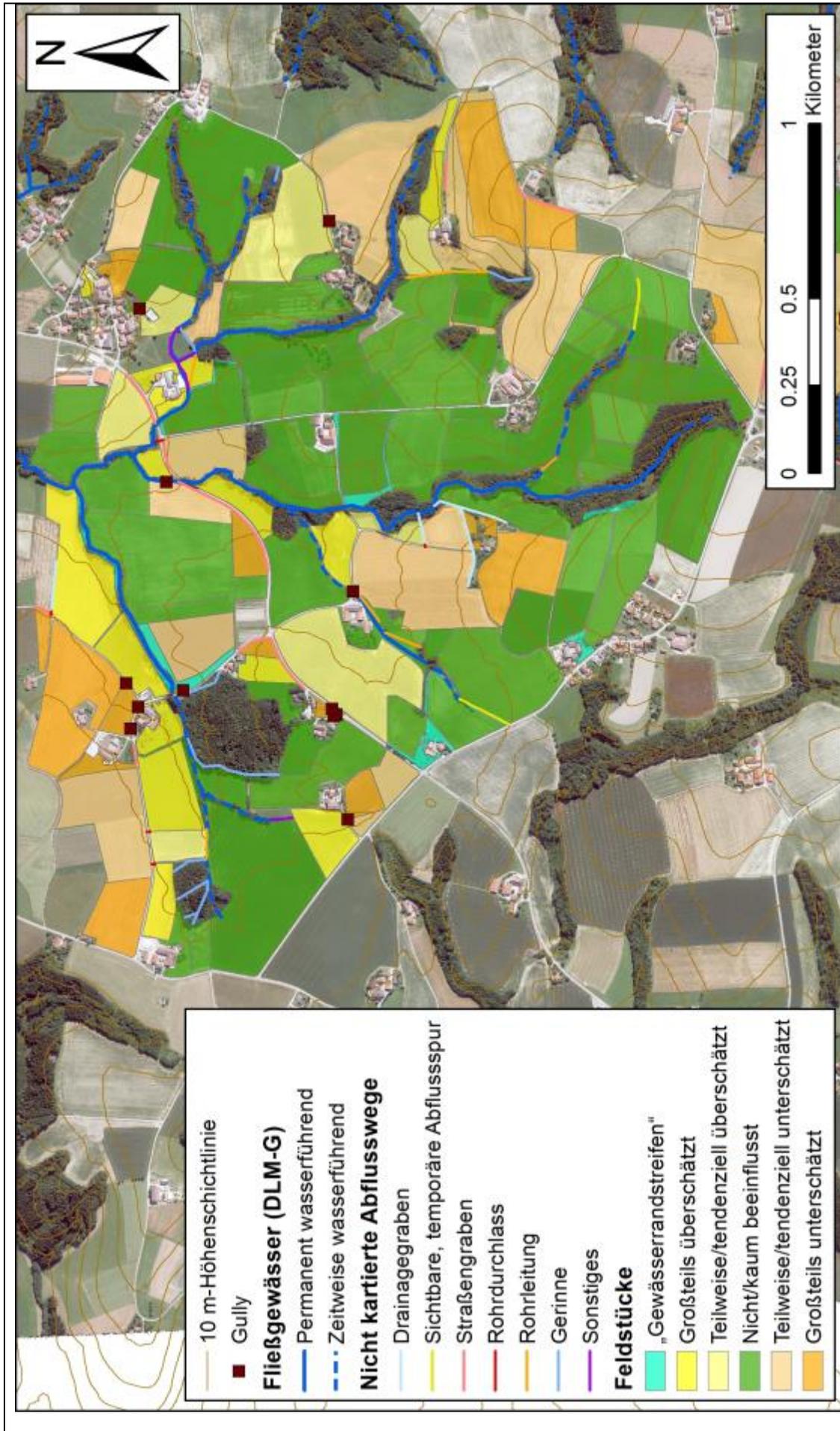


Abbildung 27: Beeinflussungsgrad der Feldstücke im Gebiet Hof (Datenquellen: Amt der OÖ Landesregierung, BMLFUW, BEV).

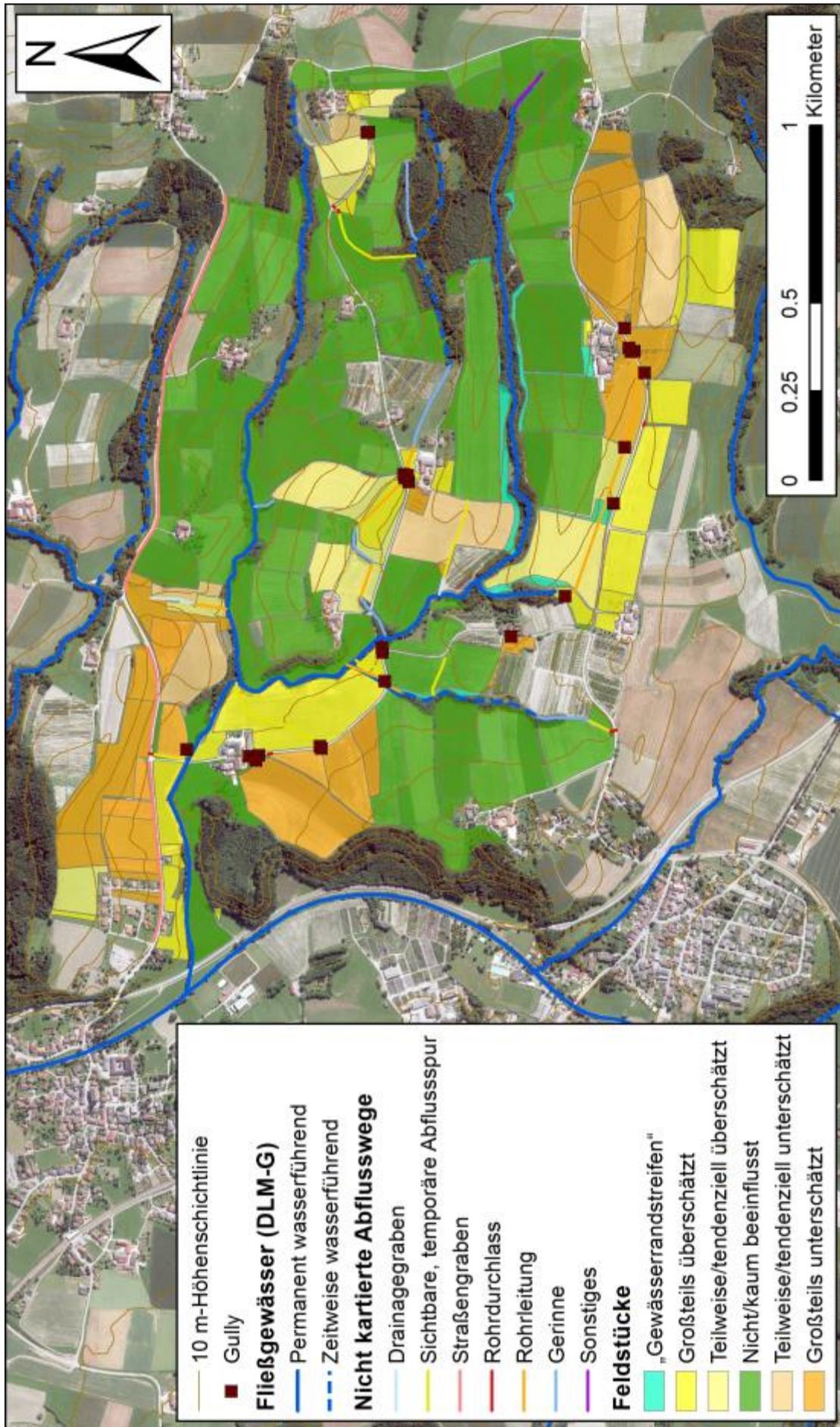


Abbildung 28: Beeinflussungsgrad der Feldstücke im Gebiet Zell (Datenquellen: Amt der OÖ Landesregierung, BMLFUW, BEV).

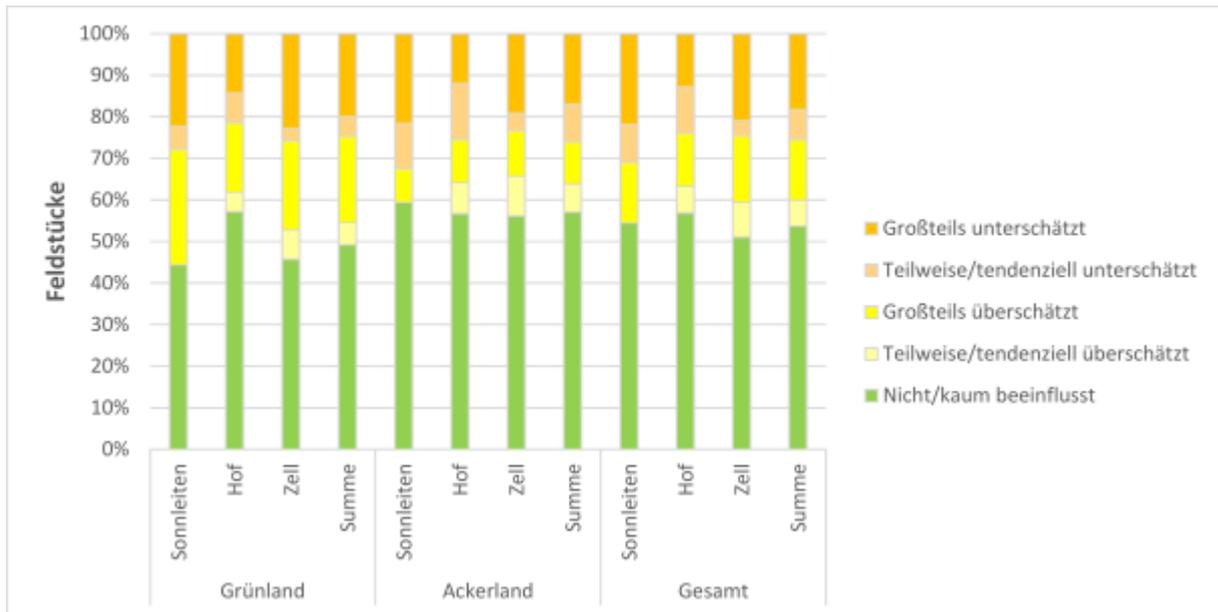


Abbildung 29: Prozentuelle Verteilung der Beeinflussungsgrade der kartierten Feldstücke

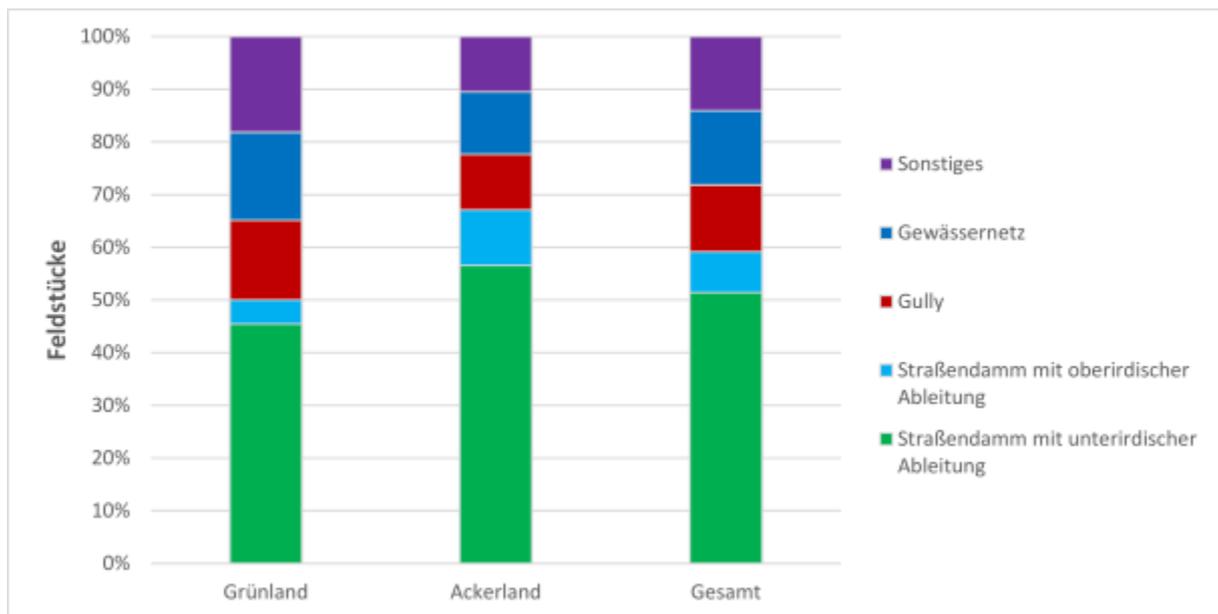


Abbildung 30: Prozentuelle Verteilung der Ursachen der Abflussbeeinflussungen der kartierten Feldstücke

Nachdem die Ursachen der Abflussbeeinflussungen von den Straßendämmen mit unterirdischer Ableitung dominiert werden, ergibt sich daraus ein klares Verbesserungspotential (Abbildung 31). Dieses Ergebnis wird von Hösl et al. (2012) untermauert, die in ihrer Studie Verkehrswege genauso als wichtigen Einflussfaktor auf die Ausbildung von Abflusswegen identifiziert haben. Wenn es gelingt, zumindest diese Ursache in PhosFate zu integrieren, was im Gegensatz zu allen anderen mit Hilfe eines pauschalen Ansatzes möglich sein sollte, lässt sich der Anteil der nicht/kaum beeinflussten Feldstücke von rund der Hälfte auf rund drei Viertel steigern. In diesem Steigerungspotential ist bereits berücksichtigt, dass sich nicht unbedingt in all diesen Fällen auch tatsächlich eine Verbesserung ergibt.

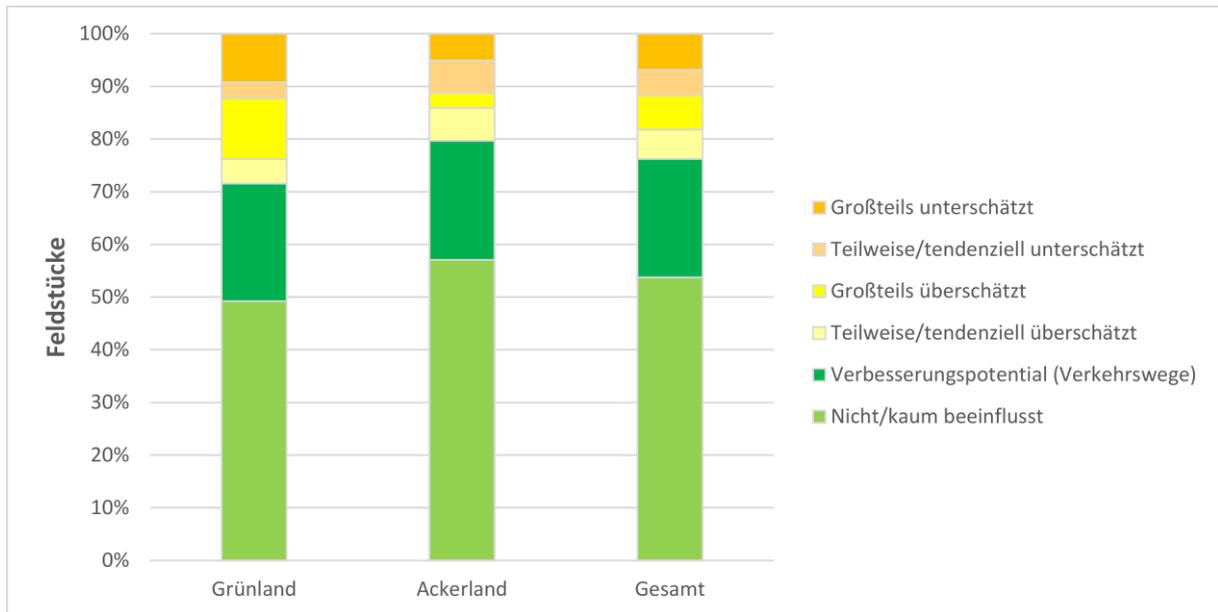


Abbildung 31: Prozentuelle Verteilung der Beeinflussungsgrade der kartierten Feldstücke unter Berücksichtigung des Verbesserungspotentials bei StraÙendämmen mit unterirdischer Ableitung

Ein solch pauschaler Ansatz könnte beispielsweise darin bestehen, die partikulären Phosphorfrachten aller Rasterzellen, die in Richtung eines Verkehrswegs entwässern, direkt zur Fracht des jeweils nächstgelegenen Gewässerlaufs zu addieren, und gleichzeitig die Abflussakkumulation unterhalb von Verkehrswegen auf null zu setzen. Dadurch würde eine unterirdische Ableitung simuliert, von der StraÙendämme mit oberirdischer Ableitung allerdings genauso betroffen wären. Da diese ohnehin schon eine Beeinflussung ausüben, würde es dabei sich aber lediglich um eine Änderung der Beeinflussungsart handeln, was nicht weiter tragisch erscheint. Bei einer Implementierung dieses Ansatzes wäre noch zu überlegen, welche Arten von Verkehrswegen (Bundes-, Landes-, GemeindestraÙen, Feldwege etc.) dafür sinnvollerweise miteinbezogen werden, und ob ein Faktor zur Berücksichtigung einer etwaigen Retention in StraÙenrinnen erforderlich ist.

Für die qualitative Validierung von PhosFate bedeutet dieses Kartierungsergebnis jedenfalls, dass der Weg, den der Oberflächenabfluss nimmt, vom Modell derzeit für etwa die Hälfte der Feldstücke weitgehend korrekt erfasst wird und sich dieser Anteil durch eine erfolgreiche Ausschöpfung des daraus resultierenden, realistischen Weiterentwicklungspotentials noch einmal um ca. 50% erhöhen lässt. Dies stellt gleichwohl nur eine der beiden Ebenen dar, die in diesem Zusammenhang betrachtet werden muss.

Die andere, dem übergeordnete Ebene bildet die Ausweisung von Phosphoremissionshotspots. Zum jetzigen Zeitpunkt ist unklar, inwieweit PhosFate etwaige Hotspots selbst auf beeinflussten Feldstücken richtig ausweisen kann. Es ist vorstellbar, dass einzelne Feldstücke aufgrund einer Beeinflussung (zum Beispiel infolge eines Gullys mit Rohrableitung, der eine Gewässerrandstreifenpassage überbrückt) zwar quantitativ falsch erfasst, qualitativ aber trotzdem richtig als Hotspot erkannt werden.

Generell bedeutet dies, dass die Anteile an korrekt bzw. falsch ausgewiesenen Hotspots sowohl auf den beeinflussten als auch den unbeeinflussten Feldstücken weitere bedeutende Maße für die Modellgüte darstellen. Diesbezüglich kann jedoch erst nach einer Implementierung des hier

vorgestellten Weiterentwicklungspotentials und erfolgter Modellierung mit den verbesserten Eingangsdaten eine klarere Aussage getroffen werden.

Hinsichtlich des Ziels dieser Machbarkeitsstudie in Bezug auf PhosFate kann abschließend gesagt werden, dass nach derzeitigem Kenntnisstand mit den vorhandenen sowie den in Ausarbeitung begriffenen Ansätzen eine Verortung der wesentlichsten Beitragsflächen zu den erosiven Phosphoremissionen eines Einzugsgebiets auf Feldstückebene mit einer hohen Wahrscheinlichkeit realisiert werden kann. Selbst wenn aus den Modellierungsergebnissen wohl nicht automatisch Maßnahmenprogramme abgeleitet werden können, ist zu erwarten, dass sie zumindest für die landwirtschaftliche Beratung die Rolle eines nützlichen Tools einnehmen können und so eine effiziente Maßnahmenplanung fördern.

6 Methodik der Trendanalyse der Gewässergüteentwicklung

Eine Aufgabe des vorliegenden Projekts war es Trends von Nährstofffrachten und -konzentrationen in Fließgewässern eingehend zu untersuchen. Das Ziel war es eine Basis zu schaffen um zeitliche Änderungen von aus Emissionsmodellierungen resultierenden Änderungen der Gewässerfrachten und -konzentrationen mit Änderungen der beobachteten Frachten und Konzentrationen vergleichen zu können. Damit können die Ergebnisse der Emissionsberechnung überprüft und in einem weiteren Schritt umfassend interpretiert werden.

Da die Erfassung der Auswirkungen von Maßnahmen auf die Gewässerbelastungen von vorrangigem Interesse dieser Analyse war, hydrologische Bedingungen Konzentrationen und Frachten in den Gewässern jedoch überlagernd beeinflussen, war es das Ziel eine von Abfluss unabhängig Trendanalyse durchzuführen. Ein erster Schritt dazu war es, die Trendanalyse für Konzentrationen anstelle von Frachten durchzuführen, da damit der Einfluss unterschiedlicher Wasserführungen auf die Gewässerfrachten in der Betrachtung bereits eliminiert wurde. Für jene Parameter, bei denen auch die Konzentration durch die Wasserführung maßgeblich beeinflusst werden, waren zusätzlichen Anpassungen erforderlich um eine abflussnormierte Trendanalyse durchführen zu können. Diese Anpassungen werden im Folgenden für die unterschiedlichen Parameter dargestellt.

Folgende Qualitätsparameter wurden analysiert:

- Gesamter gelöster Stickstoff ($DIN = NO_3\text{-N} + NO_2\text{-N} + NH_4\text{-N}$)
- Orthophosphat ($PO_4\text{-P}$)
- Gesamtphosphor (Pges)
- Partikulärer Phosphor ($PP = P_{ges} - PO_4\text{-P}$)

Die verwendete Datenbasis besteht aus den Gewässerqualitätsdaten für den Zeitraum 1985–2014 der Monitoringsysteme AIM (Amtliches Immissionsmessnetz) und GZÜV (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung). Der gesamte Zeitraum wurde in zwei Datensätze aufgeteilt, die die Zeiträume 1985-2000 und 2001-2014 umfassen. Der zweite Zeitraum entspricht dem für die Emissionsberechnung betrachteten Zeitraum und spielt deshalb eine zentrale Rolle im Rahmen des Projektes. Die erste Periode wurde zudem getrennt untersucht um festzulegen, ob sich die Verminderung von Emissionen über Punktquellen in den 1990er Jahren anhand sinkender Konzentrationen in den Fließgewässern widerspiegelt.

Die Analyse erfolgte mittels zweier nichtparametrischen Tests, dem Sen's-slope Test (Sen, 1968) und dem Mann-Kendall Trendtest (Mann, 1945; Kendall, 1975). Für die Schätzung der Steigung des Trends nach dem Sen-Slope Verfahren wurden die Steigungen jedes möglichen Wertepaares der Zeitreihe ermittelt und der Median dieser Steigungen berechnet. Dank der Verwendung des Medians ist dieser Test robust gegen Ausreißer (Helsel and Hirsch, 2002; Hirsch et al. 1991; Hirsch et al. 1982). Die Signifikanz des Trends wurde durch den Mann-Kendall Test geprüft, der ein sehr trennscharfes Verfahren mit wesentlichen Vorteilen ist. Er erfordert keine Normalverteilung der Daten, welche bei hydrologischen Datenreihen selten gegeben sind, und er reagiert weniger empfindlich auf Datensätze mit Ausreißern (Helsel and Hirsch, 2002; Hirsch et al. 1991; Hirsch et al. 1982). Ergebnis dieses Tests

ist der p-Wert, der der Wahrscheinlichkeit entspricht, dass kein Trend vorliegt. Als Schwellenwerte wurden folgende p-Werte festgelegt: < 0.05 = signifikanter Trend; < 0.01 = sehr signifikanter Trend und < 0.001 = höchst signifikanter Trend. Die Durchführung der Analyse erfolgte in dieser Arbeit mit Hilfe des „wq: Exploring Water Quality Monitoring Data“ Paketes in der Programmiersprache R.

Da in der Regel DIN und $\text{PO}_4\text{-P}$ saisonbedingte Schwankungen zeigen, aber keine Abflussabhängigkeit gegeben ist, wurde für die Analyse dieser zwei Parameter eine Variante der Tests verwendet, die eine saisonale Anpassung enthält. In Bezug auf Pges und PP spielt der Zusammenhang zwischen Konzentration und Abfluss eine wesentliche Rolle, deren Einfluss entfernt werden muss, um die Trends ohne Beeinflussung durch die jeweilige Abflusssituation korrekt erfassen zu können. Gemäß der von Helsel und Hirsch (2002) und von Hirsch et al. (1991) beschriebenen und weit verbreiteten Methodik, wurde zuerst der Zusammenhang zwischen Konzentration und Abfluss erfasst und danach die Trendanalyse auf die Residuen durchgeführt. Dieses Verfahren wurde zweifach wiederholt, wobei die Darstellung des Zusammenhangs auf quadratischen und exponentiellen Regressionen basiert. Ein Trend wurde nur dann als signifikant angenommen, wenn seine statistische Signifikanz in beiden Fällen festgestellt wurde. Außerdem entspricht die Steigung des Trends dem Mittelwert der beiden Ergebnisse.

Da die betrachteten Messstellen weder den gleichen Zeitraum umfassen noch die gleiche Probenahmehäufigkeit zeigen, wurde die Trendanalyse nur durchgeführt, wenn:

- für den Zeitraum bis 2000 die Daten mindestens ab 1994 verfügbar sind
- für den Zeitraum ab 2001 die Daten mindestens bis 2012 verfügbar sind
- für jedes Jahr mindestens 12 Daten enthalten sind
- mehr als 50% der Daten die Bestimmungsgrenze überschreiten

7 Ergebnisse des Prognosetools MONERIS

7.1 Trends in der Gewässergüteentwicklung

In den Abbildung 32 bis Abbildung 39 sind die Ergebnisse der Trendanalyse für die Zeiträume 1985-2000 bzw. 2001-2014 graphisch dargestellt, wobei Abbildung 32 bis Abbildung 35 den Zeitraum 1985-2000 und Abbildung 36 bis Abbildung 39 den Zeitraum 2001-2014 erfassen. Jede Abbildung erläutert die Ergebnisse eines einzelnen Parameters auf die Karte der oberösterreichischen Gewässer. Sinkende Trends sind grün hervorgehoben, während steigende Trends sind rot markiert. Außerdem stellen gefüllte Symbole signifikante Trends, leere Symbole nicht signifikante Trends dar.

Die ausführlichen Ergebnisse mit quantitativer Angabe der Steigung und des Ausmaßes der Signifikanz der Trends sind zusätzlich in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** in abellenform für die beiden Zeiträume zusammengestellt.

Zeitraum 1985-2000

Der Zeitraum 1985-2000 zeichnet sich durch eine allgemeine Verbesserung der Nährstoffkonzentrationen in den oberösterreichischen Gewässern aus. Die signifikanten Trends sind überwiegend sinkend. Bei DIN (Abbildung 32) wurden deutlich fallende Trends im Bereich von 5-138 $\mu\text{g l}^{-1} \text{a}^{-1}$ für Aschach, Feldaist, Große Mühl, Gusen, Innbach, Krems und Trattnach ermittelt. Ähnlich sind die Ergebnisse für $\text{PO}_4\text{-P}$ (Abbildung 33), mit sinkenden Trends ($2\text{-}25 \mu\text{g l}^{-1} \text{a}^{-1}$) bei den Gewässern Aschach, Dürre, Feldaist, Gusen, Innbach, Ipfbach, Krems und Trattnach. Das Verhalten von Pges und PP unterscheidet sich nur wenig von den anderen zwei Parametern. In Bezug auf Pges (Abbildung 34) wurden deutlich abnehmende Trends ($0,5\text{-}28 \mu\text{g l}^{-1} \text{a}^{-1}$) in Ager, Antiesen, Feldaist, Gusen, Krems und Traun festgestellt. Was PP angeht (Abbildung 35), zeigen die Ergebnisse eine deutliche Verbesserung ($1\text{-}6 \mu\text{g l}^{-1} \text{a}^{-1}$) bei Antiesen, Dürre, Gusen, Innbach und Pram.

Eine mögliche Erklärung für diese Ergebnisse lautet, dass sie die erhebliche Verminderung der Emissionen über Punktquellen in den 1990ern widerspiegeln. Solche Hypothese müsste aber noch durch Daten (die zurzeit nicht vorliegen) belegt werden.

In diesem Zeitraum wurden auch zunehmende Trends festgestellt, die aber schwach ausgeprägt und meistens alleinstehend (das heißt ohne kontinuierliche Ausprägung entlang der Fließstrecke) sind. Die einzige relevante Ausnahme besteht bei den DIN-Konzentrationen in der Ager, die einen konsistenten Anstieg zeigt.

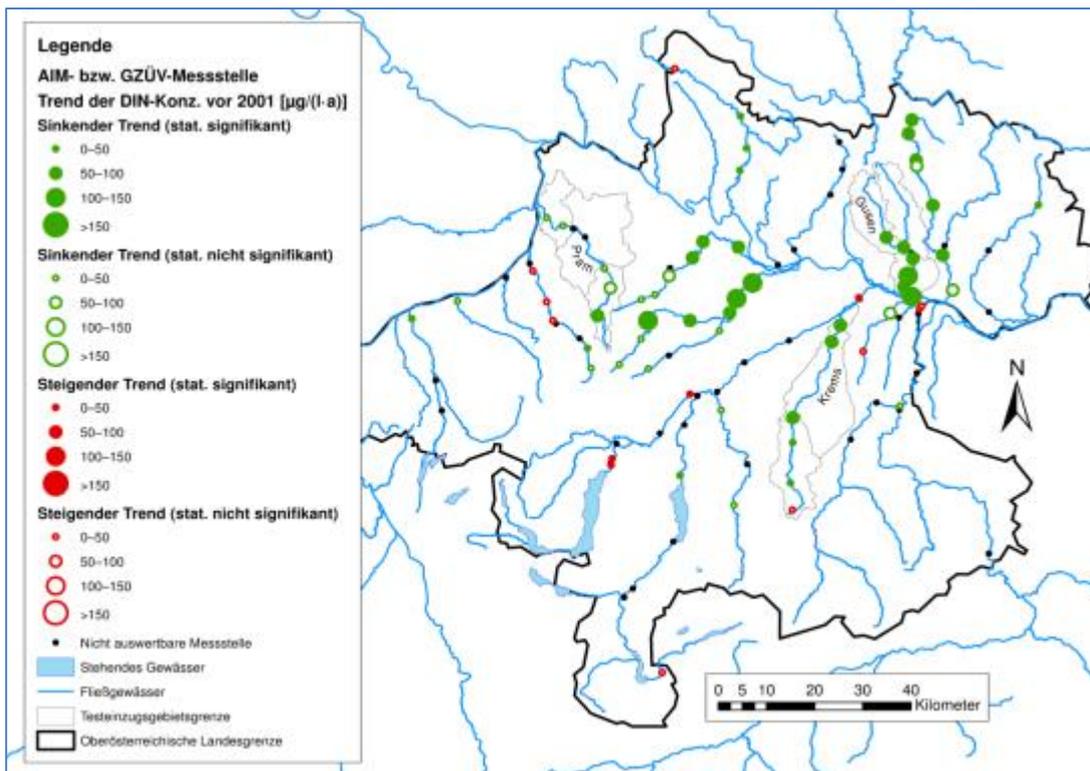


Abbildung 32: Trends der DIN Konzentration in dem Zeitraum 1985-2000

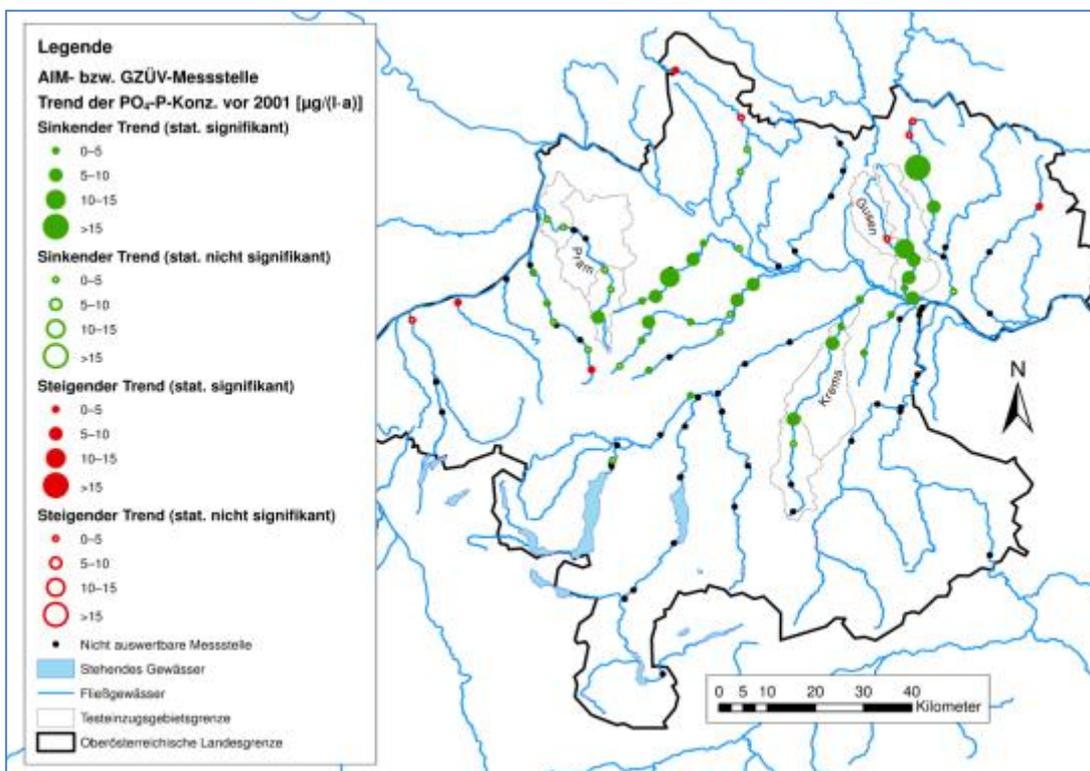


Abbildung 33: Trends der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentration in dem Zeitraum 1985-2000

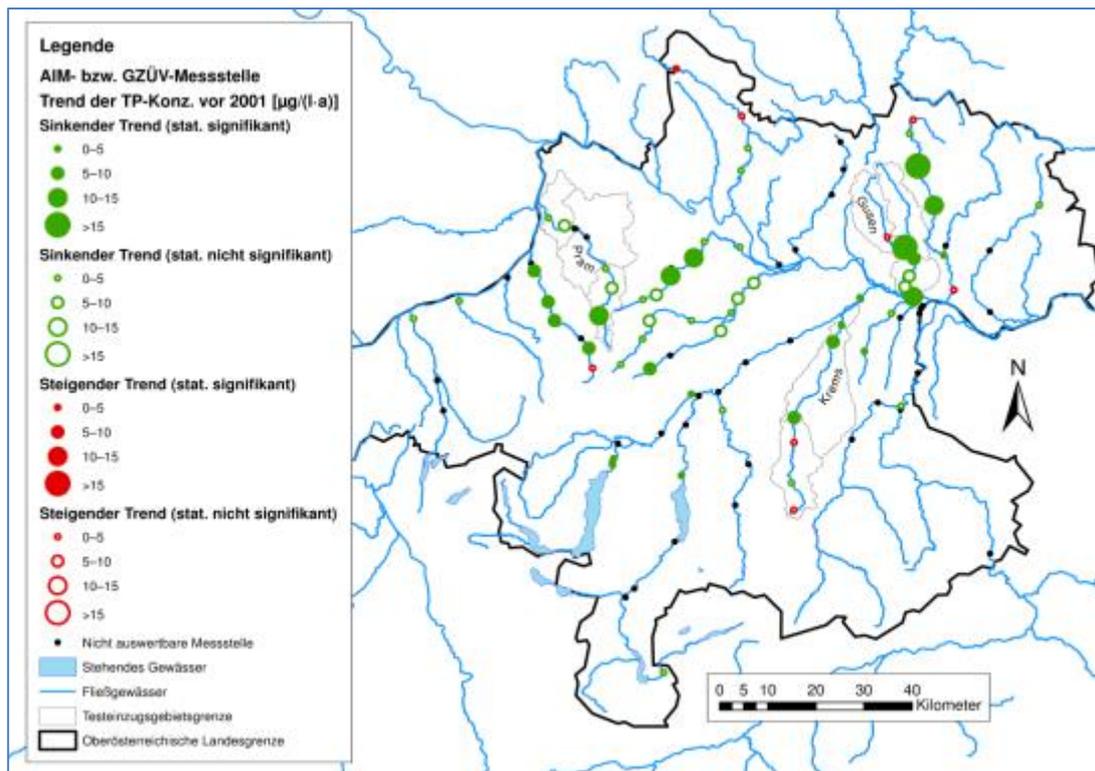


Abbildung 34: Trends der Pges Konzentration in dem Zeitraum 1985-2000

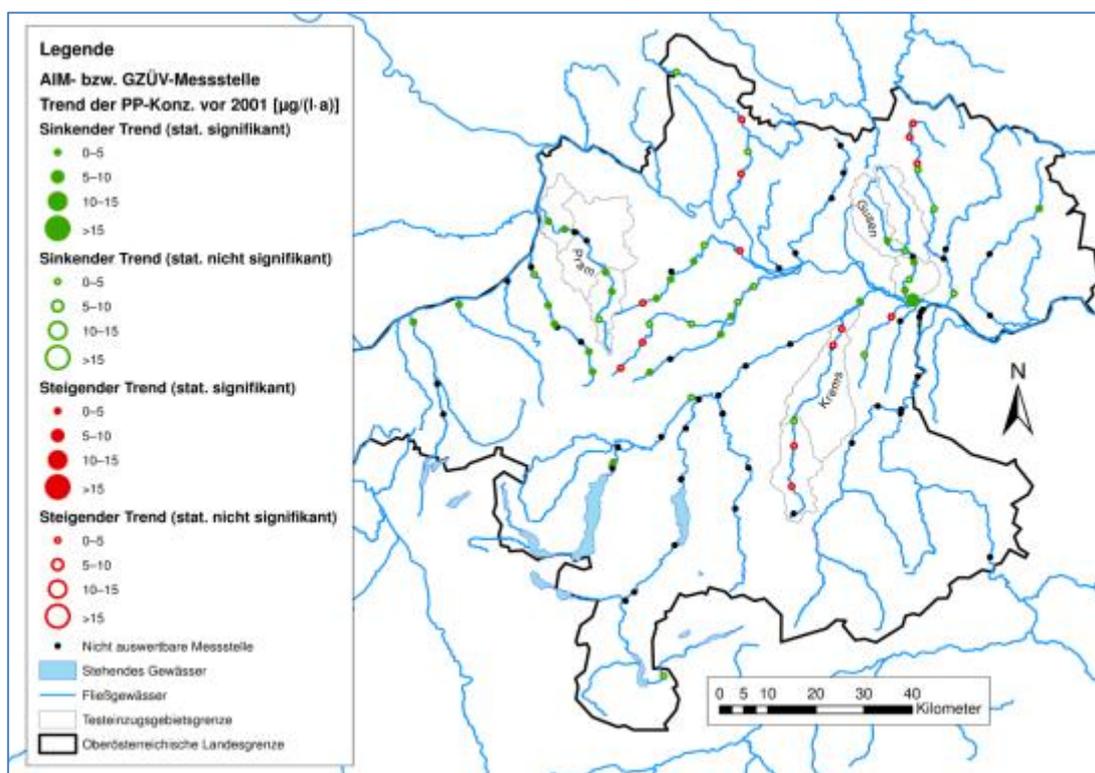


Abbildung 35: Trends der PP Konzentration in dem Zeitraum 1985-2000

Zeitraum 2001-2014

Für den Zeitraum 2001-2014 zeigt sich ein heterogeneres Bild als für die vorangehende Periode.

Für DIN und $\text{PO}_4\text{-P}$ (Abbildung 36 und Abbildung 37) wurden die fallenden Trends häufig weiter bestätigt, wobei diese deutlich seltener sind und geringer ausfallen als in der Periode 1994-2000. Die Verbesserung ist deutlich für DIN ($2\text{-}145 \mu\text{g l}^{-1} \text{a}^{-1}$) in Ager, Antiesen, Feldaist, Innbach, Krems und Mühlheimer Ache und für $\text{PO}_4\text{-P}$ ($0,4\text{-}2,5 \mu\text{g l}^{-1} \text{a}^{-1}$) in Feldaist, Innbach und Gusen. Eine Ausnahme davon bilden die DIN Konzentrationen in der Alm und die $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen in der Waldaist, die einen zunehmenden Trend zeigen.

In Bezug auf Pges und PP (Abbildung 38 und Abbildung 40) zeigen die Ergebnisse teilweise ein entgegengesetztes Bild. Es wurde kein konsistent fallender Trend festgestellt, sondern zahlreiche steigende Trends im Bereich von $1\text{-}10 \mu\text{g l}^{-1} \text{a}^{-1}$. Das trifft bei Pges für Ager, Aist, Aschach, Dürre Aschach, Große Mühl, Pram und Waldaist und bei PP für Ager, Aist, Antiesen, Aschach, Dürre Aschach, Feldaist, Große Mühl, Große Rodl, Gusen, Innbach, Mühlheimer Ache, Pram, Trattnach und Waldaist zu. Obwohl der Zusammenhang zwischen Konzentration und Abfluss in der Analyse schon berücksichtigt ist, wurde eine zusätzliche Trendanalyse des durchschnittlichen Abflusses für alle Gewässer durchgeführt, die aber kein signifikantes Ergebnis erbrachte. Somit kann sicher ausgeschlossen werden, dass die zunehmenden Trends bei TP und PP auf zunehmende Abflüsse zurückgeführt werden können.

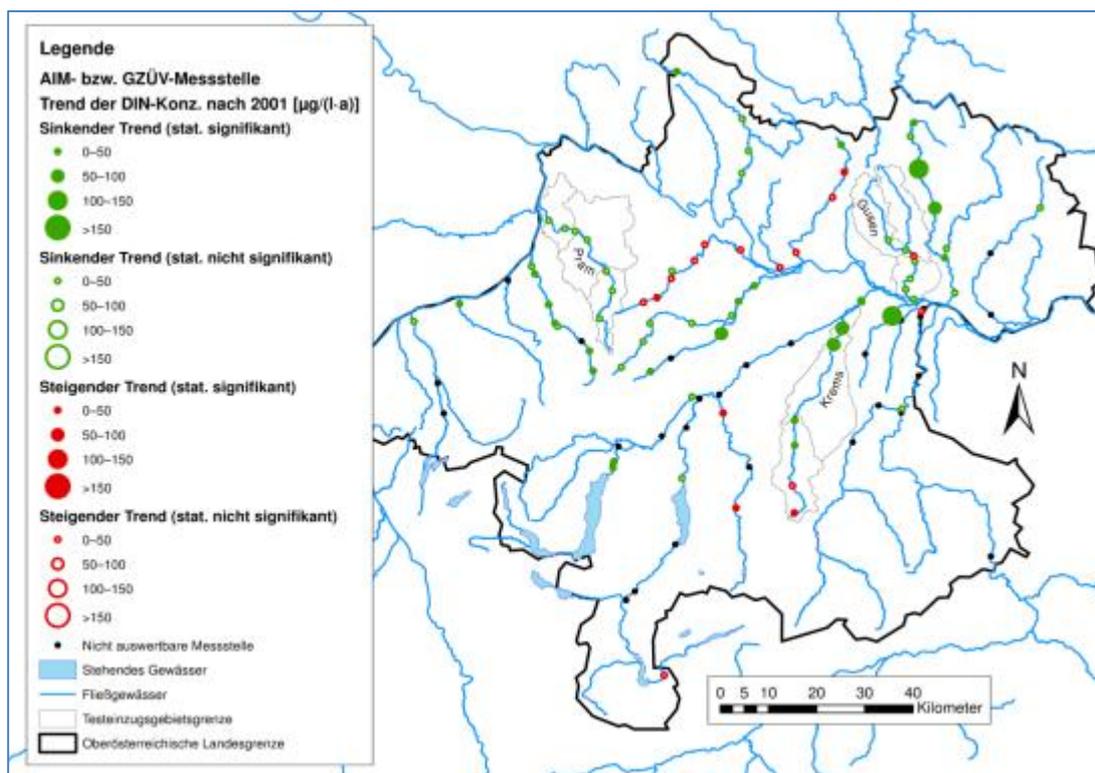


Abbildung 36: Trends der DIN Konzentration in dem Zeitraum 2001-2014

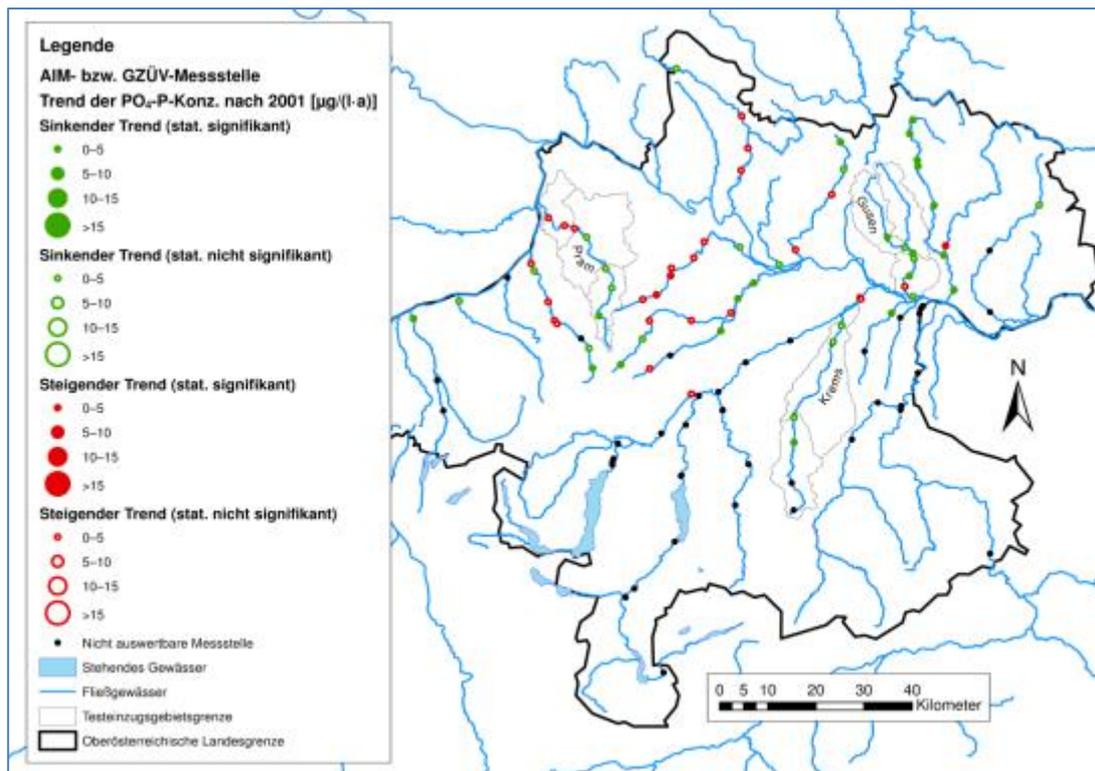
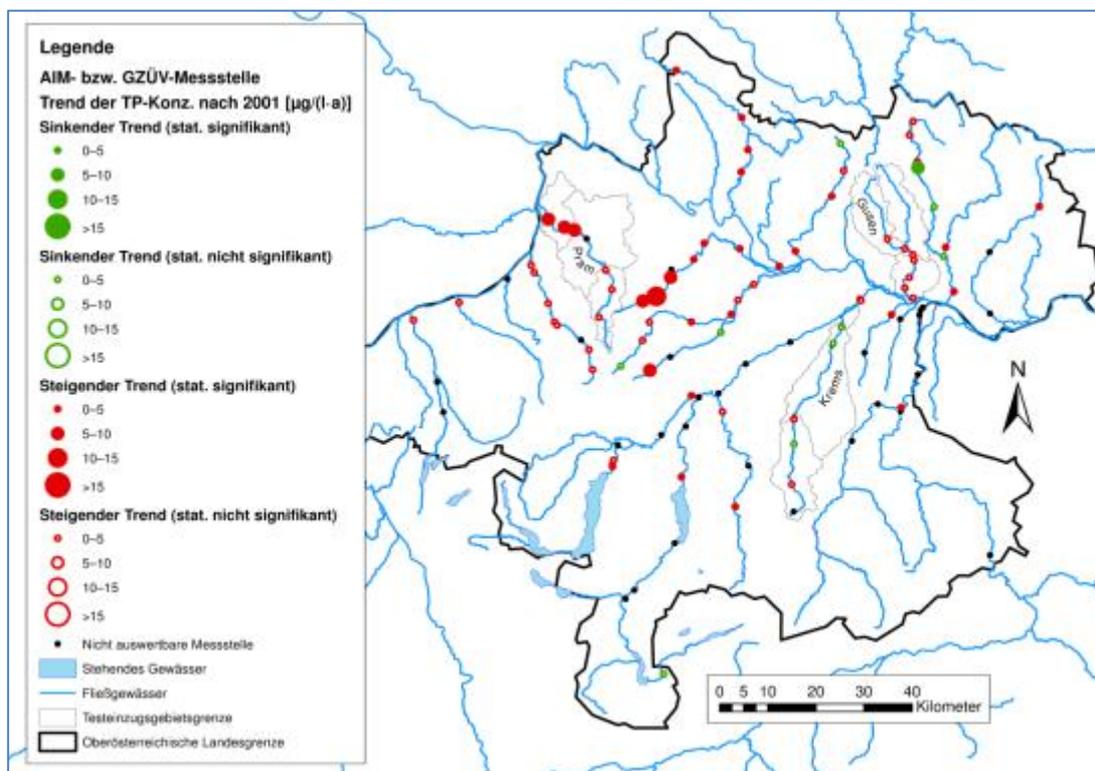
Abbildung 37: Trends der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentration in dem Zeitraum 2001-2014

Abbildung 38: Trends der Pges Konzentration in dem Zeitraum 2001-2014

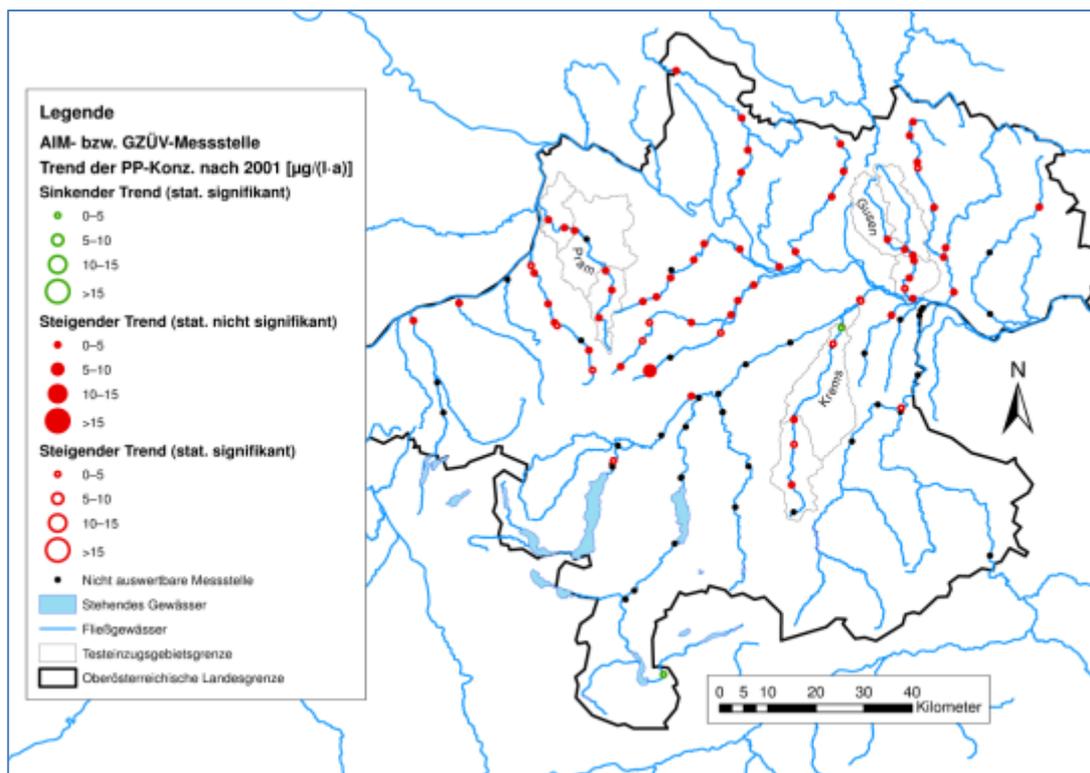


Abbildung 39: Trends der PP Konzentration in dem Zeitraum 2001-2014

Testgebiete

Die Ergebnisse für die Fließgewässer Gusen, Krenns und Pram sind in den nachfolgenden Graphiken und in den Tabelle 14 und Tabelle 15 ausführlicher dargestellt, da dies jene Testgebiete sind, auf denen im Laufe dieses Projekts in Hinblick auf den Vergleich mit Emissionsberechnungen ein besonderer Fokus liegt.

Die Gusen zeigt im Zeitraum 1985-2000 konsistente und deutlich sinkende Trends für alle Parameter mit Ausnahme von PP, wohingegen ab 2001 lediglich sinkende $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen an zwei Messstellen bzw. sehr konsistente steigende Trends für PP festgestellt wurden. Angesichts dieser gegensätzlichen Ergebnisse wurde die Trendanalyse auch für den ganzen Zeitraum 1985-2014 durchgeführt, um die langfristigen Entwicklungen zu prüfen. Die Ergebnisse bestätigen die für den ersten Zeitraum erfassten sinkenden Trends für DIN und $\text{PO}_4\text{-P}$, jedoch mit niedriger Trendstärke bei $\text{PO}_4\text{-P}$, im Bereich von $1\text{-}4 \mu\text{g l}^{-1} \text{a}^{-1}$. Für Pges wurden keine deutlichen Trends erfasst. Für PP bestätigen sich allerdings die im zweiten Zeitraum festgelegten zunehmenden Trends auch in diesem Fall, wobei die Zunahmen zurückgehen ($1,3\text{-}2,5 \mu\text{g l}^{-1} \text{a}^{-1}$).

Besonders interessant im Rahmen dieses Projekts sind die Messstellen, die den Teileinzugsgebieten (EZG) der Emissionsabschätzung über MONERIS entsprechen. Im Fall der Gusen sind es die Messstellen am Fluss-Km 19,6 (EZG ID-1370) bzw. Fluss-Km 2,1 (EZG ID-1380). Unten in Abbildung 40 sind die Pges Konzentrationen und die Trends als Beispiel für diese zwei Orte graphisch dargestellt.

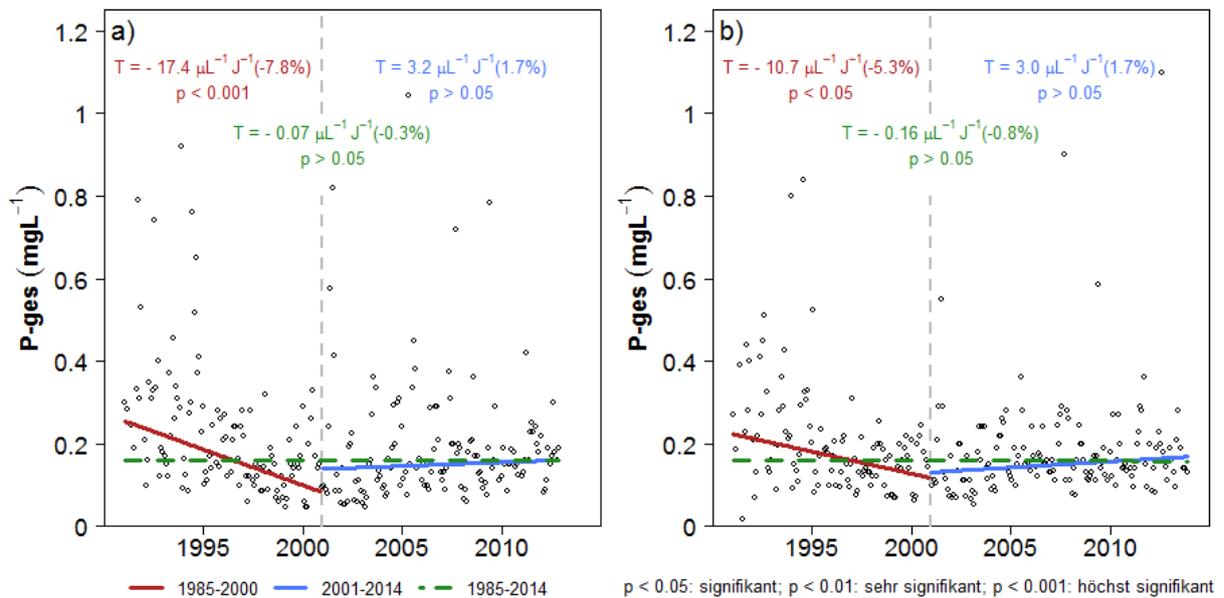


Abbildung 40: Pges Konzentrationen und Trends in den verschiedenen Zeiträumen für die zwei Messstellen an der Gusen, die den Einzugsgebieten ID-1370 (a) und ID-1380 (b) entsprechen

Um die Bedeutung der Trends von Konzentrationen für die Frachten zu verstehen, können diese mit einem mittleren Abfluss multipliziert werden, der für die Gusen 0,8 m³/s (EZG ID-1370) bzw. 2,3 m³/s (EZG ID-1380) beträgt. Beim EZG ID-1370 ergibt sich daraus im Zeitraum 1985-2000 eine signifikante jährliche Verringerung von 2.000 kg DIN, 400 kg PO₄-P und 400 kg Pges, wohingegen im Zeitraum 2001-2014 eine signifikante Zunahme der PP Fracht in der Höhe von 100 kg/a auftritt. Beim EZG ID-1380 bedeuten die festgelegten Trends eine Verminderung in der ersten Periode, die 9.900 kg DIN, 700 kg PO₄-P, 800 kg Pges und 400 kg PP pro Jahr beträgt. Wie auch im Oberlauf wurde auch hier nur eine Zunahme der PP Frachten in der Höhe von 200 kg/a berechnet.

In Bezug auf die Krens zeigen die DIN Konzentrationen die konsistentesten und eindeutigsten Trends. In diesem Fall zeigen beide Zeiträume bzw. die ganze Periode sinkende Trends, wie in Abbildung 41 für die Messstellen, die den MONERIS-Einzugsgebieten ID-1320 (Fluss-Km 36,5) und ID-1330 (Fluss-Km 7,9) entsprechen, dargestellt ist.

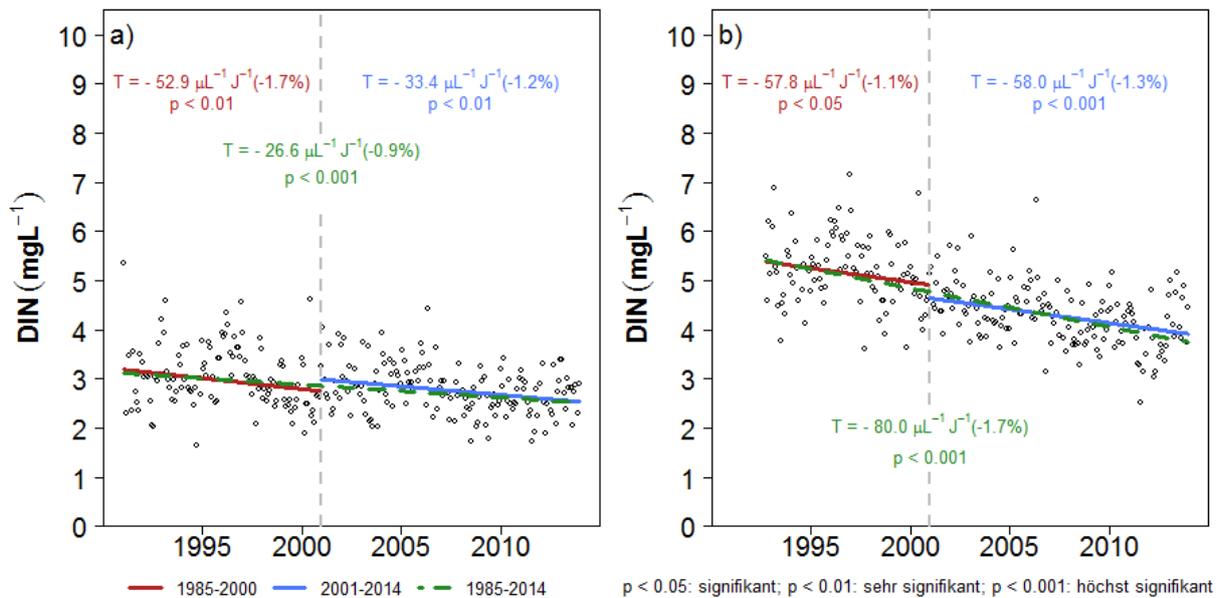


Abbildung 41: DIN Konzentrationen und Trends in den verschiedenen Zeiträumen für die zwei Messstellen an der Krems, die den Einzugsgebieten ID-1320 (a) und ID-1330 (b) entsprechen

An drei der Messstellen mit sinkenden DIN Konzentrationen wurden im ersten Zeitraum ebenfalls abnehmende Trends für $\text{PO}_4\text{-P}$ und Pges festgestellt. Was aber den zweiten Zeitraum angeht, wurde ein fallender Trend für $\text{PO}_4\text{-P}$ und zwei steigende Trends für PP gefunden. Wenn der ganze Zeitraum berücksichtigt wird, zeigt sich eine deutliche Verringerung der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen im Bereich von 1%-10% pro Jahr, drei steigende Trends für PP (3,4%-5,1% pro Jahr) und wechselnde Ergebnisse für Pges. Auch für die Krems wurde die Wirkung der Konzentrationstrends auf die Frachten berechnet, wobei der mittlere Abfluss beim EZG ID-1320 $3,0 \text{ m}^3/\text{s}$ und beim EZG ID-1330 $6,1 \text{ m}^3/\text{s}$ beträgt. Statistisch signifikant sind im ersten Zeitraum Reduktionen in der Höhe von 5.000 kg DIN , $600 \text{ kg PO}_4\text{-P}$, 500 kg Pges im Oberlauf bzw. 11.100 kg DIN , $900 \text{ kg PO}_4\text{-P}$ und 700 kg Pges im Unterlauf der Krems. Im zweiten Zeitraum widerspiegeln die Trends eine jährliche Abnahme von 3.200 kg DIN und von 11.200 kg DIN beim EZG ID-1320 bzw. EZG ID-1330 und ein Anstieg von 100 kg PP pro Jahr im Oberlauf (EZG ID-1320).

Bis 2000 zeigt die Pram geringe Änderungen in den betrachteten Gewässerkonzentrationen, mit fallenden Trends für alle Parameter an der im Oberlauf liegenden Messstelle. Ab 2001 zeigt sich nur ein sinkender Trend für $\text{PO}_4\text{-P}$, während konsistente steigende Trends für Pges und PP erfasst wurden. Bei der Berücksichtigung des ganzen Zeitraums ergibt sich für die Pram eine deutliche Verringerung von DIN im Bereich von 0,7%-3,3% pro Jahr bzw. $\text{PO}_4\text{-P}$ (0,8%-3,4% pro Jahr), aber auch eine deutliche Zunahme der PP Konzentrationen (1,8%-4,7% pro Jahr). Abbildung 42 stellt die Pges Konzentrationen und Trends für vier Messstellen graphisch dar, die den Abläufen der Einzugsgebiete ID-690, ID-700 und ID-710 entsprechen.

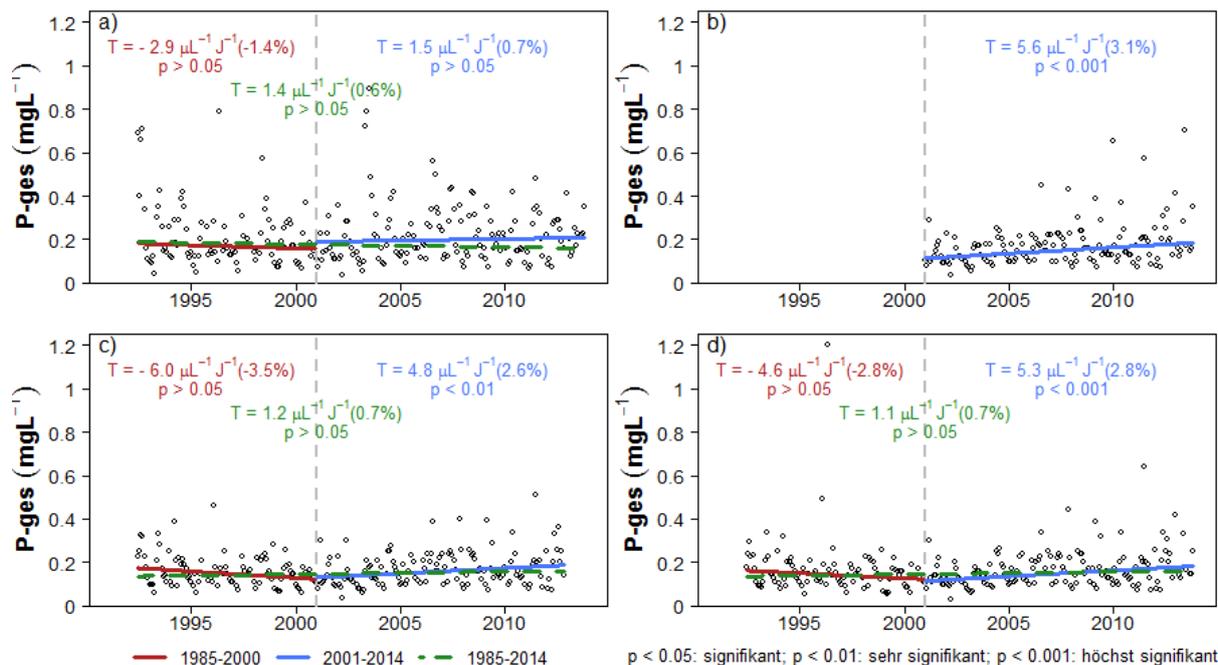


Abbildung 42: Pges Konzentrationen und Trends in den verschiedenen Zeiträumen für die vier Messstellen an der Pram, die den Einzugsgebieten ID-690 (a), ID-700 (b,c) und ID-710 (d) entsprechen

Unter Berücksichtigung der mittleren Abflüsse, die $0,9 \text{ m}^3/\text{s}$ für EZG ID-690 bzw. $4,8 \text{ m}^3/\text{s}$ für EZG ID-700 und EZG ID-710 betragen, entsprechen die Konzentrationstrends folgende jährliche Verringerung von PP Frachten im ersten Zeitraum: 40 kg (EZG ID-690), 400 kg (EZG ID-700) und 200 kg (EZG ID-710) bzw. folgende jährliche Zunahme im zweiten Zeitraum: 100 kg PP (EZG ID-690), 700 kg Pges und 700 kg PP (EZG ID-700) und 800 kg Pges und 600 kg PP (EZG ID-710).

Tabelle 14: Ergebnisse der Trendanalyse für den Zeitraum bis 2001 (1985-2000)

Fluss	Messstelle	Fluss Km	DIN			PO ₄ -P			Pges			PP		
			Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert
Gusen	AIM 4160700002	25,1	-70,6	-1,8	< 0,001	1,0	1,2	> 0,05	0,8	0,8	> 0,05	-1,1	-5,4	< 0,05
	AIM 4160500001	19,6	-78,6	-1,4	< 0,05	-14,3	-7,9	< 0,001	-17,4	-7,8	< 0,001	-0,6	-1,9	> 0,05
	AIM 4110600001	15,7	-91,0	-1,9	< 0,01	-6,5	-4,4	< 0,001	-8,4	-4,6	< 0,01	-1,2	-4,3	< 0,05
	AIM 4112000001	10,4	-102,1	-2,0	< 0,01	-6,7	-4,0	< 0,01	-6,5	-3,2	> 0,05	-0,7	-2,4	> 0,05
	AIM 4112000009	6,1	-83,1	-1,7	< 0,01	-4,6	-3,1	< 0,05	-6,9	-3,7	> 0,05	-1,7	-4,8	< 0,05
	FW40916017	6,1	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4110900016	2,1	-138,0	-2,7	< 0,001	-9,7	-5,5	< 0,001	-10,7	-5,3	< 0,05	-6,0	-10,5	< 0,05
Krems	AIM 4090800010	63,2	2,4	0,2	> 0,05	n/a	n/a	n/a	0,1	1,1	> 0,05	n/a	n/a	n/a
	AIM 4090800011	54,8	-27,9	-1,3	< 0,001	n/a	n/a	n/a	-0,1	-0,9	> 0,05	0,1	2,4	> 0,05
	AIM 4092200013	42,9	-49,1	-2,2	< 0,001	-0,3	-1,4	> 0,05	0,2	0,5	> 0,05	0,9	6,9	> 0,05
	FW40713027	36,5	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4090700010	36,5	-52,9	-1,7	< 0,01	-6,7	-9,1	< 0,001	-5,2	-5,4	< 0,01	-0,6	-2,7	> 0,05
	FW40713037	13,0	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4101400010	12,8	-69,0	-1,3	< 0,05	-6,3	-10,3	< 0,001	-5,7	-7,6	< 0,001	0,2	1,8	> 0,05
	FW40713047	7,9-8,03	n/a	n/a	n/a									
AIM 4100200022	7,9	-57,8	-1,1	< 0,05	-4,6	-7,2	< 0,001	-3,4	-4,1	< 0,05	0,3	1,7	> 0,05	
Pram	AIM 4082200001	47,65	-51,9	-2,0	< 0,01	-8,0	-5,5	< 0,001	-10,3	-6,3	< 0,01	-2,1	-11,2	> 0,05
	AIM 4141600001	39,5	-55,0	-2,0	> 0,05	-2,5	-1,6	> 0,05	-7,8	-4,2	> 0,05	-2,2	-8,0	< 0,05
	FW40506017	33,6	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4143000004	33,6	-39,0	-1,5	> 0,05	-1,9	-1,0	> 0,05	-2,9	-1,4	> 0,05	-1,6	-5,6	< 0,05
	AIM 4140200016	21,8	n/a	n/a	n/a									
	FW40506027	16,5	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4142600015	15,9	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4142600002	13,4	-18,6	-0,6	> 0,05	-1,0	-0,7	> 0,05	-6,0	-3,5	> 0,05	-2,9	-7,5	< 0,05
AIM 4141800002	6,6	-22,7	-0,7	> 0,05	-1,4	-1,1	> 0,05	-4,6	-2,8	> 0,05	-1,6	-4,3	< 0,05	

Anm: n/a: nicht auswertbar. Statistische Signifikanz: $p < 0,05$ = signifikant; $p < 0,01$ = sehr signifikant; $p < 0,001$ = höchst signifikant. Statistisch signifikante Trends sind farbig hervorgehoben, wobei blau sinkenden und rot steigenden Trends entsprechen.

Tabelle 15: Ergebnisse der Trendanalyse für den Zeitraum ab 2001 (2001-2014)

Fluss	Messstelle	Fluss Km	DIN			PO ₄ -P			Pges			PP		
			Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% J ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert
Gusen	AIM 4160700002	25,1	- 10,2	- 0,3	> 0,05	- 1,5	- 2,3	< 0,001	1,1	1,1	> 0,05	2,2	6,1	< 0,001
	AIM 4160500001	19,6	- 27,1	- 0,7	> 0,05	- 0,5	- 0,5	> 0,05	3,2	1,7	> 0,05	4,3	5,9	< 0,001
	AIM 4110600001	15,7	- 12,8	- 0,3	> 0,05	- 0,9	- 0,8	> 0,05	2,7	1,7	> 0,05	2,7	4,7	< 0,001
	AIM 4112000001	10,4	- 11,8	- 0,3	> 0,05	- 1,5	- 1,2	< 0,05	2,9	1,6	> 0,05	2,4	3,8	< 0,001
	AIM 4112000009	6,1	- 20,2	- 0,5	> 0,05	- 1,0	- 0,9	> 0,05	2,9	1,6	> 0,05	2,5	3,6	< 0,001
	FW40916017	6,1	- 28,8	- 0,7	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	1,5	1,0	> 0,05	1,2	2,5	> 0,05
	AIM 4110900016	2,1	- 15,0	- 0,4	> 0,05	- 0,7	- 0,6	> 0,05	3,0	1,7	> 0,05	2,7	3,9	< 0,001
Krems	AIM 4090800010	63,2	21,6	1,7	< 0,001	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	AIM 4090800011	54,8	1,85	0,1	> 0,05	n/a	n/a	n/a	0,1	0,5	> 0,05	0,4	2,3	< 0,05
	AIM 4092200013	42,9	- 21,9	- 1,1	< 0,001	- 0,4	- 3,1	< 0,001	- 0,2	- 0,5	> 0,05	0,4	1,5	> 0,05
	FW40713027	36,5	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4090700010	36,5	- 33,4	- 1,2	< 0,01	- 0,5	- 1,1	> 0,05	0,8	1,1	> 0,05	1,4	4,2	< 0,001
	FW40713037	13,0	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4101400010	12,8	- 67,5	- 1,5	< 0,001	- 0,5	- 1,3	> 0,05	- 0,2	- 0,3	> 0,05	1,1	2,6	> 0,05
	FW40713047	7,9-8,03	- 50,2	- 1,1	< 0,001	- 0,7	- 1,5	> 0,05	- 0,9	- 1,0	> 0,05	- 0,3	- 0,6	> 0,05
AIM 4100200022	7,9	- 58,0	- 1,3	< 0,001	- 0,5	- 1,2	> 0,05	0,7	0,8	> 0,05	1,1	2,2	> 0,05	
Pram	AIM 4082200001	47,65	- 16,3	- 0,7	> 0,05	- 1,7	- 2,1	< 0,01	0,8	0,6	> 0,05	1,9	3,6	< 0,001
	AIM 4141600001	39,5	- 17,7	- 0,8	> 0,05	- 0,2	- 0,2	> 0,05	2,9	1,4	> 0,05	3,5	4,9	< 0,001
	FW40506017	33,6	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4143000004	33,6	- 38,4	- 1,6	> 0,05	- 1,2	- 0,8	> 0,05	1,5	0,7	> 0,05	3,8	4,9	< 0,001
	AIM 4140200016	21,8	- 24,5	- 0,9	> 0,05	- 1,1	- 0,8	> 0,05	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40506027	16,5	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4142600015	15,9	- 17,1	- 0,5	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	5,6	3,1	< 0,001	4,6	5,8	< 0,001
	AIM 4142600002	13,4	- 25,0	- 0,8	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	4,8	2,6	< 0,01	4,6	6,0	< 0,001
	AIM 4141800002	6,6	- 17,9	- 0,6	> 0,05	0,3	0,3	> 0,05	5,3	2,8	< 0,001	4,2	4,8	< 0,001

Anm: n/a: nicht auswertbar. Statistische Signifikanz: $p < 0,05$ = signifikant; $p < 0,01$ = sehr signifikant; $p < 0,001$ = höchst signifikant. Statistisch signifikante Trends sind farbig hervorgehoben, wobei blau sinkenden und rot steigenden Trends entsprechen.

7.2 Entwicklungen in der Landwirtschaft

7.2.1 Kulturarten

In drei ausgewählten Beispielregionen erfolgte in Bezug auf die Entwicklungen in der Landwirtschaft eine tiefergehende Auswertung der INVEKOS Daten, welche im Folgenden kurz beschrieben werden:

Das Einzugsgebiet von Pram und Antiesen liegt im Nordwesten von Oberösterreich im Bereich von Ried im Innkreis. Die landwirtschaftlichen Flächen mit einer Gesamtfläche von ca. 44.000 ha werden hauptsächlich als Grünland, gefolgt von Körnermais, Silomais und Winterweizen genutzt. Der Viehbesatz liegt bei 1,3 GVE/ha, wobei zu 75% Rinder gehalten werden. Die Hangneigung der landwirtschaftlichen Flächen liegt bei durchschnittlich 8%.

Das Einzugsgebiet von Krems und Ipfbach liegt in der Traun-Enns-Platte südlich von Linz. Die Summe der landwirtschaftlichen Fläche beläuft sich auf ca. 32.000 ha und wird in etwa zu gleichen Teilen hauptsächlich als Anbaufläche für Körnermais, Winterweizen und Grünland genutzt. Der durchschnittliche Viehbesatz liegt im Bereich von 1,0 GVE/ha. Im Gegensatz zum vorhergehenden Einzugsgebiet werden im Gebiet Krems/Ipfbach zum Großteil Schweine gehalten. Die mittlere Hangneigung beträgt 8%.

Das Einzugsgebiet der Gusen (Kleine und Große Gusen, Gusen) liegt im Mühlviertel im Nordosten von Oberösterreich und zeichnet sich durch einen hohen Grünlandanteil aus. Die durchschnittliche Hangneigung von 12% ist vergleichsweise hoch. Der Viehbesatz liegt in ähnlicher Höhe wie im EZG von Krems/Ipfbach (1,1 GVE/ha), allerdings werden im Bereich der Gusen zu 80% Rinder gehalten.

Ein Vergleich der beiden Jahre 2002 und 2013 zeigte eine Verringerung der landwirtschaftlichen Nutzfläche um 5-6% in allen 3 Beispielregionen. In Summe verringerte sich in diesen Gebieten die LN von 96.305 ha auf 92.487 ha. Zusätzlich dazu sind vergleichbare Veränderungen in der Kulturartenverteilung festzustellen. In den Abbildung 43 bis Abbildung 45 werden die Ergebnisse des Vergleichs in den 3 Einzugsgebieten grafisch dargestellt.

Auffällig ist eine relativ starke Abnahme der Grünlandflächen in allen 3 Gebieten. Im Einzugsgebiet von Krems und Ipfbach ist der Rückgang um 40% am höchsten, gefolgt von Pram/Antiesen (24%) und Gusen (12%). Grund ist die stetige Umwandlung von Grünland in Ackerland, was besonders im Übergang vom ÖPUL 2000 auf ÖPUL 2007 verstärkt auftritt. In Summe gingen in diesen Gebieten 8.627 ha Grünland innerhalb des Betrachtungszeitraums verloren.

Des Weiteren ist überall eine Zunahme von späten Sommerkulturen wie Mais, Silomais und Sojabohne zu beobachten. In der Region Pram/Antiesen nimmt der Maisanteil (inkl. Silomais) um 24% zu. In den beiden anderen Gebieten liegt die Erhöhung bei 7%. Sojabohne war im Jahr 2002 eher selten und daher auf nur wenigen Flächen angebaut. Im Laufe der Jahre steigt der Flächenanteil jedoch stetig an, sodass Steigerungen von über 1.000% zu beobachten sind. Besonders im EZG Krems/Ipfbach hat die Sojabohne aufgrund der Schweinehaltung an Bedeutung gewonnen. In Summe erhöhte sich die Ackerfläche mit Körnermais, Silomais und Sojabohne um 4.748 ha in allen 3 Regionen.

Die Kulturen Winterweizen, Winterraps und Wintergerste wurden in den EZG Pram/Antiesen und Krems/Ipfbach im Jahr 2013 verglichen mit 2002 vermehrt angebaut. Einzig bei der Gusein ist diese Entwicklung mit Ausnahme bei Winterraps nicht zu beobachten. In Summe wurden in allen 3 Gebieten um 2.915 ha mehr Winterraps, -gerste- und weizen angebaut.

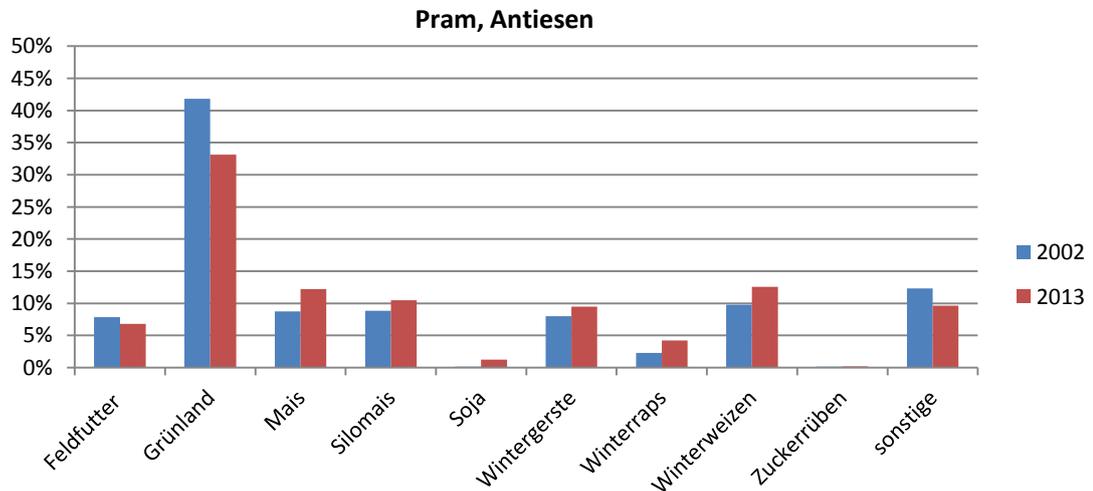


Abbildung 43: Vergleich der Kulturartenverteilung im EZG Pram, Antiesen in den Jahren 2002 (blau) und 2013 (rot)

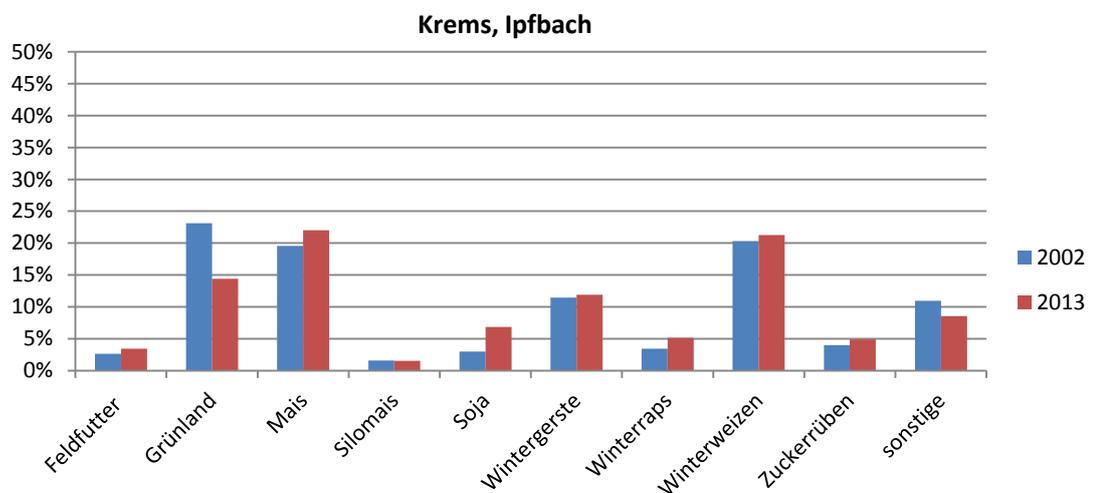


Abbildung 44: Vergleich der Kulturartenverteilung im EZG Krems, Ipfbach in den Jahren 2002 (blau) und 2013 (rot)

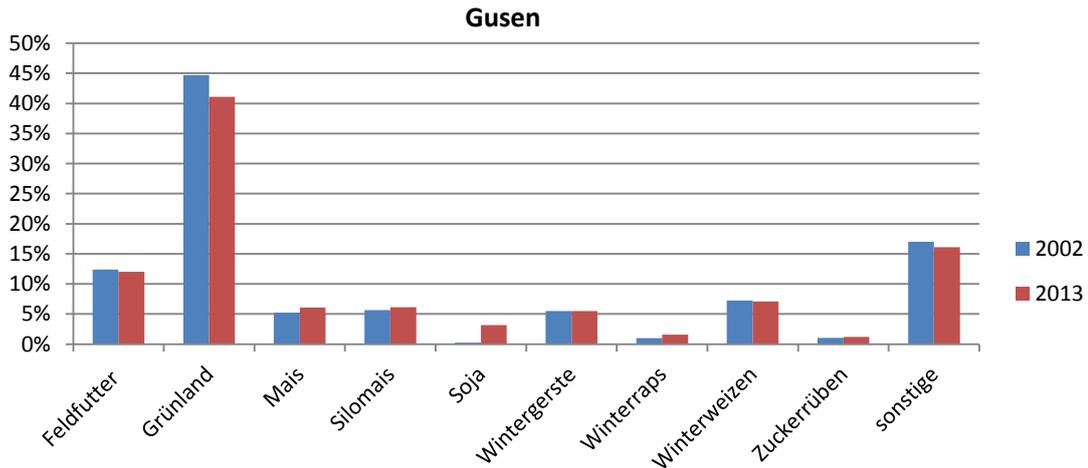


Abbildung 45: Vergleich der Kulturartenverteilung im EZG Gusen in den Jahren 2002 (blau) und 2013 (rot)

7.2.2 Viehbesatz

Der durchschnittliche Viehbesatz in den 3 Modellregionen verläuft im Betrachtungszeitraum 2002 bis 2013 zwischen 0,96 und 1,32 GVE/ha, wobei das Maximum im Einzugsgebiet von Pram, Antiesen und das Minimum im Einzugsgebiet von Krems, Ipfbach liegt.

Im Verlauf der Jahre sind in diesen Gebieten Schwankungen von unter 0,1 GVE/ha zu beobachten. Ein stark abnehmender oder zunehmender Trend ist nicht zu erkennen. Lediglich im EZG Krems, Ipfbach steigt der Viehbesatz geringfügig an, was hauptsächlich auf die Abnahme der landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen ist, als auf eine Zunahme der GVE- Anzahl (siehe Abbildung 46 Abbildung 46).

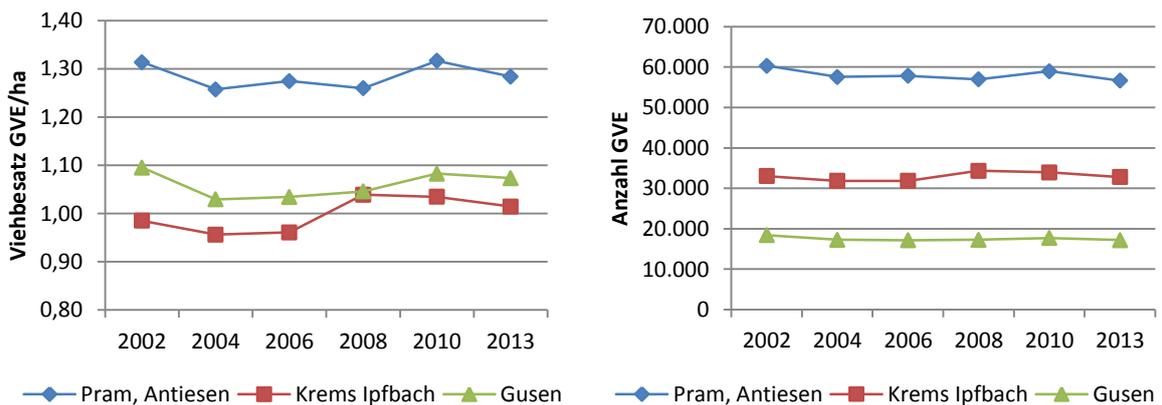


Abbildung 46: Veränderungen im mittleren Viehbesatz (links) und in der Anzahl der GVE (rechts) von 2002 bis 2013 in den 3 Einzugsgebieten Pram/Antiesen, Kreams/Ipfbach und Gusen

7.2.3 Erträge

Eine Auswertung der Erträge von relevanten Kulturen in den Einzugsgebieten (Körnermais, Wintergerste, Winterweizen) von 2001 bis 2013 zeigte in allen 3 Einzugsgebieten einen mehr oder

weniger stark steigenden Trend (Abbildung 47). Am stärksten ausgeprägt ist der Ertragsanstieg im EZG der Gusen bei Körnermais. Auch bei Winterweichweizen ist im Gebiet der Gusen der stärkste Trend aller 3 Gebiete erkennbar. Die größten Ertragsverbesserungen bei Wintergerste sind im EZG Krems/Ipfbach zu finden.

Aus dem langjährigen Vergleich der Ertragsmittelwerte ist des Weiteren zu erkennen, dass in den Jahren 2010 und 2013 in allen 3 Gebieten eine schlechte Körnermaisernte eingefahren wurde. Die Erträge von Winterweizen und Wintergerste hingegen waren in den Jahren 2003 und 2006 geringer.

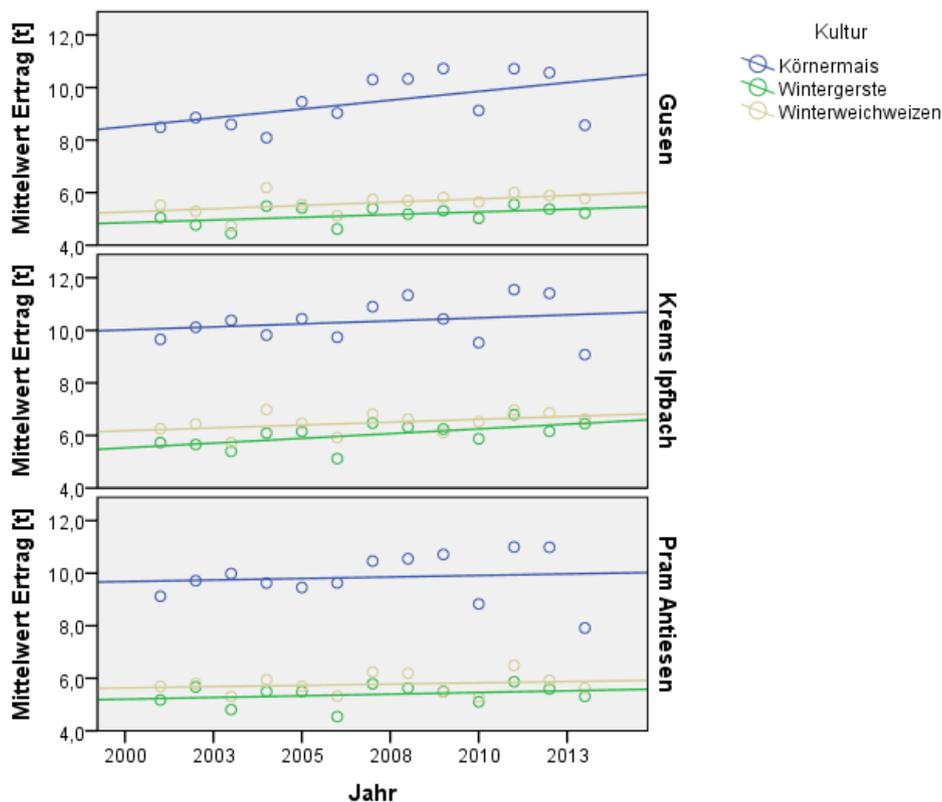


Abbildung 47: Mittelwerte der Erträge ausgewählter Kulturen inklusive Trendlinie

7.2.4 Begrünungsmaßnahmen

Der Betrachtungszeitraum der Auswertung beinhaltet die beiden ÖPUL-Perioden ÖPUL 2000 und ÖPUL 2007. Die darin enthaltenen Begrünungsvarianten sind im Einzelnen nicht exakt vergleichbar, so wurde im ÖPUL 2007 z.B. die Variante H eingeführt, bei welcher nicht aktiv angelegte Begrünungen wie Feldfutter, Wintertraps und Wechselwiesen gefördert wurden. In der Periode davor war eine Förderung dieser Kulturen allerdings im Rahmen der Varianten A, B oder C möglich.

In Abbildung 48 wird die Zu- und Abnahme der gesamten begrünten Ackerfläche in den Jahren 2002, 2004, 2006, 2008, 2010 und 2013 dargestellt. Zusätzlich dazu ist der Flächenanteil der begrünten Fläche (bezogen auf die Ackerfläche) abgebildet. Zu erkennen ist, dass im EZG der Gusen sowohl die absolute begrünete Fläche über die Jahre abnimmt, als auch die relative begrünete Fläche. Anders ist es im EZG Pram/Antiesen, wo zwar die begrünete Ackerfläche zunimmt, in Relation zur gesamten

Ackerfläche der Begrünungsanteil allerdings sinkt. Grund hierfür liegt in der starken Zunahme der Ackerfläche durch Umwandlung von Grün- in Ackerland. Im Einzugsgebiet Krems/Ipfbach sind starke Schwankungen im Jahr 2006 und 2013 zu erkennen. In Summe sinkt der Begrünungsanteil ebenfalls aufgrund der Ackerflächenzunahme.

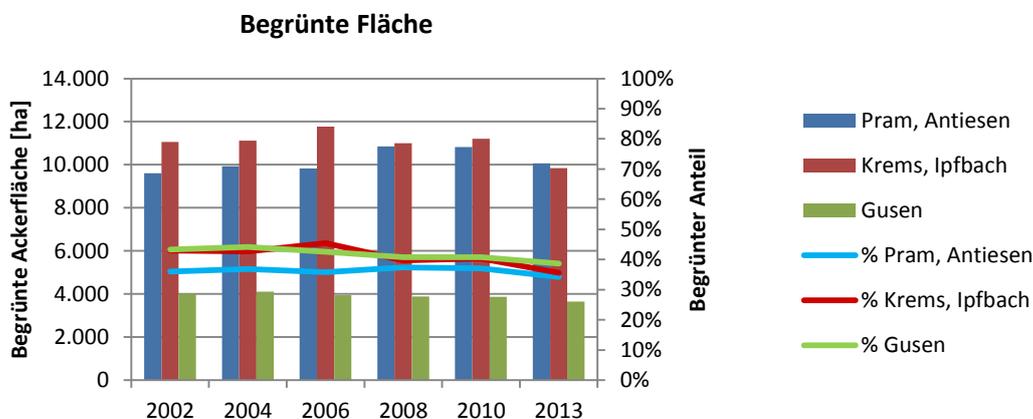


Abbildung 48: Begrünte Ackerfläche und Anteil der begrünten Ackerfläche von 2002 bis 2013 in den 3 Einzugsgebieten Pram/Antiesen, Krems/Ipfbach und Gusen

Da nicht aktiv angelegte Begrünungen für Maßnahmen zur Reduktion des Nährstoffeintrags in Oberflächengewässer irrelevant sind, wurden diese in Abbildung 49 abgezogen. In der ÖPUL Periode 2007 betrifft dies, wie oben bereits erwähnt, die Variante H. Im ÖPUL 2000 wurden diese Flächen jedoch nicht extra ausgewiesen. Da davon ausgegangen wird, dass in etwa der gleiche Anteil an nicht aktiv angelegten Kulturen gefördert wurde, wurde der durchschnittliche Anteil der Variante H auf die Jahre davor umgelegt.

In Abbildung 49 ist zu erkennen, dass der Begrünungsanteil der aktiv angelegten Begrünungen in den EZG Pram/Antiesen und Gusen mit ca. 22% vergleichbar ist, und über die Jahre nur geringfügig abnimmt.

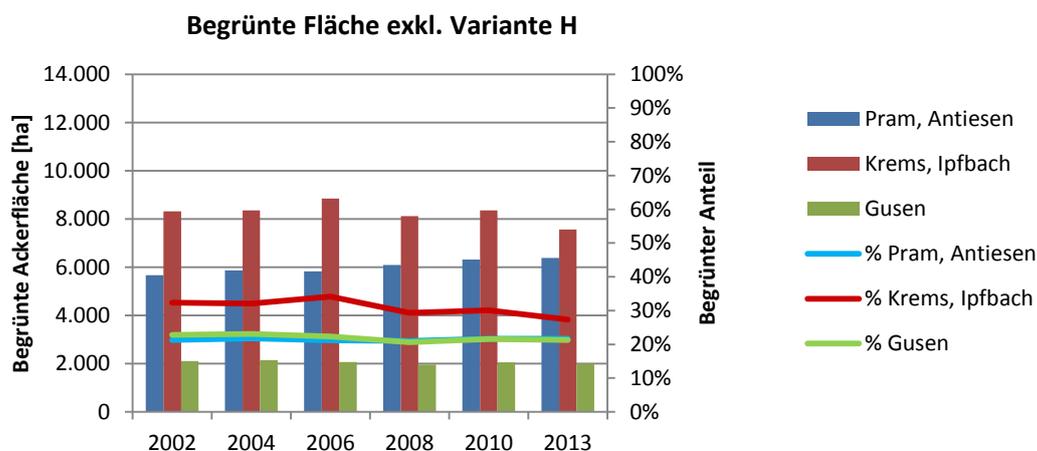


Abbildung 49: Begrünte Ackerfläche exkl. Var H und Anteil der begrünten Ackerfläche exkl. Var H von 2002 bis 2013 in den 3 Einzugsgebieten Pram/Antiesen, Krems/Ipfbach und Gusen (in den Jahren 2002, 2004 und 2006 wurde Anteil der Var H angenommen)

Das EZG Krems/Ipfbach liegt in der Traun-Enns-Platte und daher im Gebiet regionaler Förderprogramme, wodurch ein weitaus höherer Begrünungsanteil der aktiv angelegten Begrünungen von durchschnittlich 31% erreicht wird. Die Abnahme des Begrünungsanteils über die Jahre ist hier jedoch besonders ausgeprägt.

7.3 Entwicklungen im Bereich der kommunalen Kläranlagen

In den ausgewählten Beispielregionen Pram und Antiesen, Krems und Ipfbach sowie Gusen wurden die Entwicklungen in der Siedlungswasserwirtschaft im Detail betrachtet. Dazu wurden die zeitlich gut aufgelösten Datensätze und den Einzugsgebieten zugewiesenen Nährstoffemissionen aus der Kläranlagendatenbank (2001-2008) und aus EmReg (hier 2010 – 2013) herangezogen. Eine genaue Beschreibung der Aufbereitung der Daten findet sich unter Kapitel 2.1.5.

Für die Pram, bestehend aus den MONERIS Einzugsgebieten ID 690, ID 700 und ID 710, werden in den verfügbaren Datenbanken insgesamt 10 Kläranlagen ausgewiesen, wovon vier direkt in die Pram und weitere acht in tributäre Gewässer, wie beispielsweise dem Messenbach oder Leithenbach einleiten. Alleine sieben der zehn Kläranlagen emittieren in das Einzugsgebiet ID 700, das den Mittellauf und Teile des Unterlaufes abdeckt. Die höchsten Emissionen stammen von der Kläranlage 41430001 (Reinhalteverband Mittleres Pramtal) in Riedau mit einer mittleren Auslastung von 7.853 EW (KADB 2008) im Einzugsgebiet ID 690, das den Oberlauf und Teile des Mittellaufes abdeckt. Die starken Schwankungen der gemeldeten Stickstoff Emissionen der Kläranlage, insbesondere in den Datensätzen der Kläranlagendatenbank (bis 2008), beeinflussen auch die akkumulierten Stickstoffemissionen aus Punktquellen in der Pram (Abbildung 50, oben). Dabei schwanken die Stickstoff Emissionen aus Punktquellen zwischen 8 t/a im Jahr 2002 und 17 t/a in 2006. Zwischen 2008 und 2013 zeigen sich deutlich geringere jährliche Schwankungen für die gemeldeten Stickstoff Emissionen in einem Bereich von 9-12 t/a.

Deutlich konsistenter ist dagegen das Bild der Pram bezüglich der zeitlichen Entwicklung der P-Emissionen von Kläranlagen. Hier finden sich bis 2008 Schwankungen der berichteten Jahresemissionen zwischen 2,8 und 3,5 t/a, die ab 2008 noch weiter abnehmen.

Ohne eine klare Regelmäßigkeit aufzuzeigen sinken die Stickstoff Emissionen zumindest ab 2006 deutlich, während die Phosphoremissionen nach 2006 zwar abnehmen, aber dann ab 2008 annähernd konstant auf einem niedrigeren Niveau verbleiben.

Die für das ursprüngliche MONERIS Modell für den Zeitraum 2001-2006 ermittelten Emissionen aus Kläranlagen von 13,8 tN/a und 2,9 tP/a stimmen gut mit den Daten aus den Einzeljahren überein.

Die ermittelten Abwassermengen, die über die kommunalen Kläranlagen in die Pram gelangen liegen in einem Bereich von 0,08 m³/s und 0,12 m³/s.

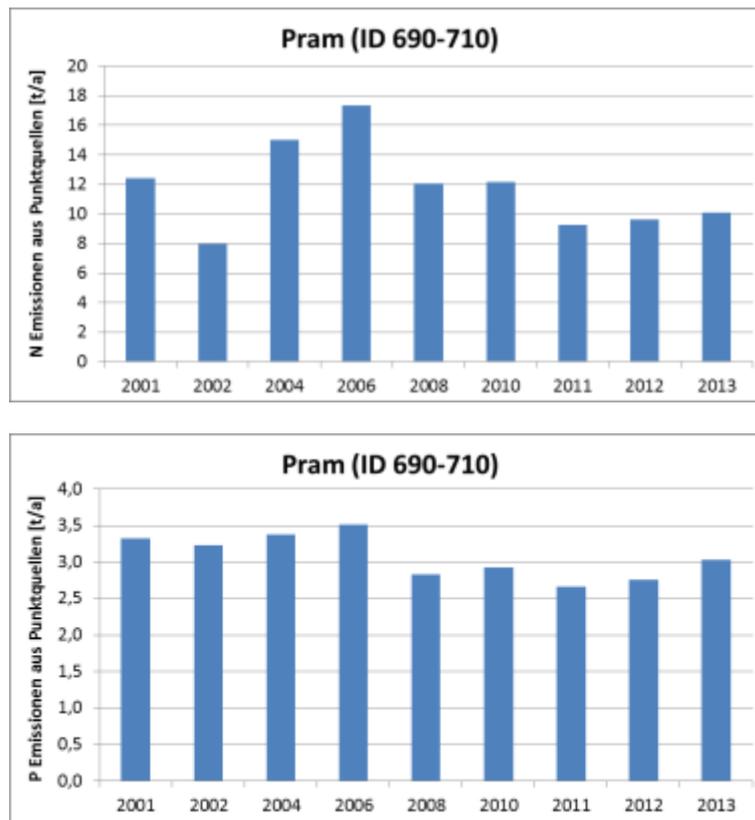


Abbildung 50: Entwicklung der Stickstoff- und Phosphor Emissionen [t/a] von kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Pram (ID 690-710) von 2001-2013

In der Antiesen, bestehend aus dem MONERIS Einzugsgebiet ID 670 und ID 680 mit jeweils drei gemeldeten Kläranlagen zeigt sich ein einheitlicheres Bild. Drei Kläranlagen leiten direkt in die Antiesen ein und drei in tributäre Gewässer, wie die Oberach und den Rieder Bach.

Deutlich dominiert werden die gemeldeten Nährstoff Emissionen in der Antiesen durch die Kläranlage 41225001 (Reinhalteverband Ried) in Ried im Innkreis mit einer mittleren Auslastung von 49.800 EW (KADB 2008) (Gebietsauslass von ID 670). Durch sie gelangen im Jahresmittel des Zeitraumes 2001-2013 65% der Phosphor Emissionen und 63% der Stickstoff Emissionen sowie der Abwassermenge aus kommunalen Kläranlagen in die Antiesen.

Der deutliche Rückgang der gemeldeten Stickstoff Emissionen zwischen 2006 und 2008 von 24,6 t/a auf 14,8 t/a bedingt dementsprechend einen deutlichen Rückgang der aus kommunalen Punktquellen verursachten Einträge in der Antiesen. Zwischen 2008 und 2013 bleiben die gemeldeten jährlichen Stickstoffemissionen nahezu konstant in einem Bereich von 24-25 tN/a.

Ein ähnliches Bild ergibt sich für Phosphor. Hier findet der deutliche Rückgang der gemeldeten Emissionen (Rückgang um etwa 1tP/a) auf der Kläranlage „Ried im Innkreis“ jedoch bereits zwischen 2002 und 2004 statt. Dementsprechend finden sich von 2004 bis 2013 nur noch geringe jährliche Schwankungen in den aus kommunalen Kläranlagen stammenden Phosphor Emissionen zwischen 3,6 und 4,3t/a.

Grundsätzlich lässt sich für die Antiesen ein deutlicher Rückgang der Stickstoff Emissionen aus Punktquellen im Zeitraum von 2001 bis 2013 feststellen, bei recht gleichbleibenden Emissionen ab 2008. Für Phosphor wird ein deutlicher Rückgang zwischen 2002 und 2004 ermittelt. Eine nahezu

konstante Emission von Phosphor aus kommunalen Kläranlagen mit nur geringen Schwankungen wird zwischen 2004 und 2013 ermittelt.

Ähnlich, wie für die Pram finden sich gute Übereinstimmungen der neu ermittelten jährlichen Emissionen mit den in der ursprünglichen MONERIS Version vorhandenen, für den Zeitraum 2001-2006 gemittelten, Emissionen aus kommunalen Kläranlagen. Diese liegen für Stickstoff bei 34,1 t/a und für Phosphor bei 5,5 t/a.

Die ermittelten Abwassermengen, die über die kommunalen Kläranlagen in die Antiesen gelangen liegen in einem Bereich von 0,19 m³/s und 0,26 m³/s.

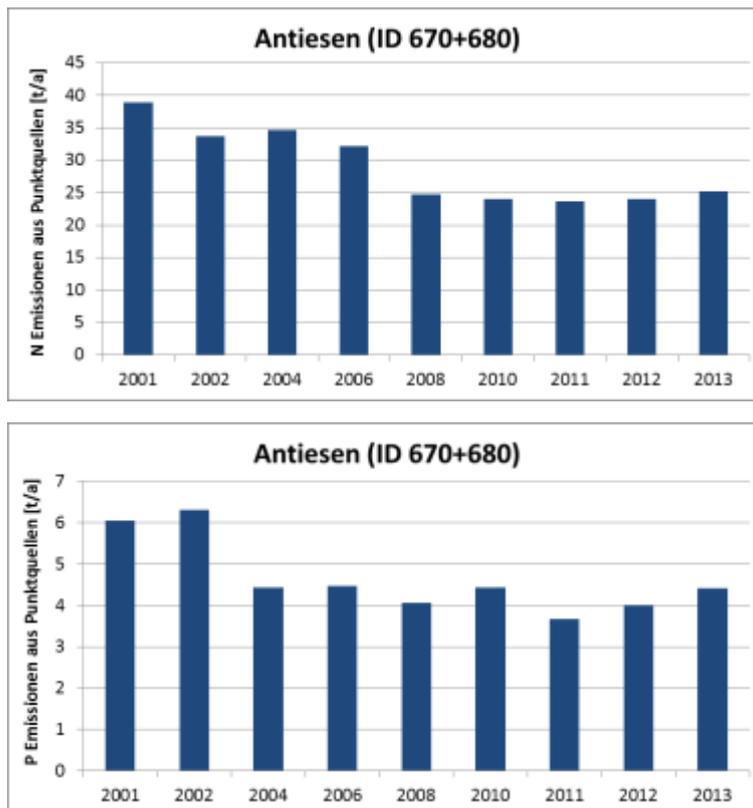


Abbildung 51: Entwicklung der Stickstoff- und Phosphor Emissionen [t/a] von kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Antiesen (ID 670+680) von 2001-2013

In der Beispielregionen Krems und Ipfbach findet eine Beschreibung der Entwicklung der Nährstoff Emissionen aus kommunalen Kläranlagen nur für die Krems statt, da es zu keinen Einleitungen in den Ipfbach kommt.

In der Krems bestehend aus den MONERIS Einzugsgebieten ID 1320 und 1330 sind insgesamt vier Kläranlagen gemeldet, wobei KA 41009201 mit <2000 EW ausschließlich für das Jahr 2001 in der Kläranlagendatenbank gemeldet hat. Mögliche Emissionen aus dieser Kläranlage für Folgejahre wurden somit nicht berücksichtigt, dürften aber auch aufgrund der Größe der drei weiteren Kläranlagen zu vernachlässigen sein. Insbesondere die Kläranlagen 40922001 (Reinhalteverband Oberes Kremstal, Wartberg) mit einer mittleren Auslastung von 22.305 EW (KADB 2008) (im Einzugsgebiet ID 1320) und 41014001 (Reinhalteverband Unteres Kremstal, Neuhofen) mit einer mittleren Auslastung von 16.916 EW (KADB 2008) (im Einzugsgebiet mit der ID 1330) dominieren die Nährstoff Einträge aus Punktquellen im Einzugsgebiet der Krems.

Insbesondere die gemeldeten Stickstoff Emissionen der Kläranlage „Wartberg“ in ID 1320 zeigen starke Schwankungen, mit einem jährlichen Maximalwert in 2006 (33 t/a) und generell erhöhten Emissionen ab 2008 in einem Bereich von 27 t/a. Diese Schwankungen schlagen auf das Gesamtergebnis durch und führen zu einem Maximum in 2006 (61 tN/a) und erhöhten Emissionen zwischen 2010 und 2013 (ca. 53 tN/a) im Vergleich zu 2001 bis 2004 (ca. 47 tN/a).

Auch bei den Phosphor Emissionen aus kommunalen Kläranlagen kommt es zu einem Zwischenhoch in den Jahren 2006 und 2008 und erhöhten Emissionen in den Jahren 2010 bis 2013 (ca. 5,4 tN/a) im Vergleich zu 2001 bis 2004 (ca. 4,9 tN/a).

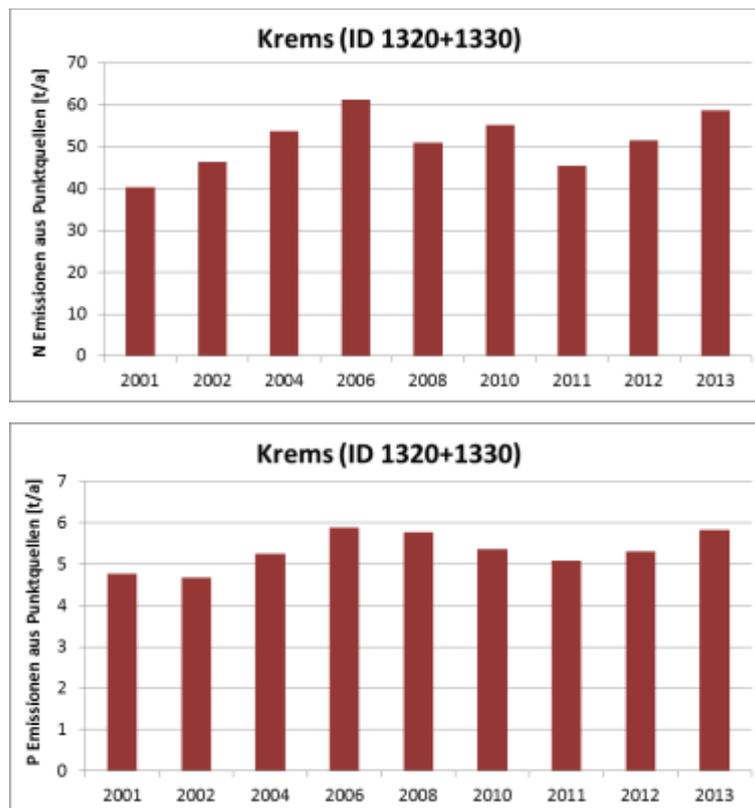


Abbildung 52: Entwicklung der Stickstoff- und Phosphor Emissionen [t/a] von kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Kreams (ID 1320+1330) von 2001-2013

Ähnlich, wie für die Pram und Antiesen finden sich gute Übereinstimmungen der neu ermittelten jährlichen Emissionen mit den in der ursprünglichen MONERIS Version vorhandenen, für den Zeitraum 2001-2006 gemittelten, Emissionen aus kommunalen Kläranlagen. Diese liegen für Stickstoff bei 44,9 t/a und für Phosphor bei 4,8 t/a.

Die ermittelten Abwassermengen, die über die kommunalen Kläranlagen in die Kreams gelangen liegen in einem Bereich von 0,13 m³/s und 0,27 m³/s.

In der Beispielsregion Gusen, bestehend aus den Einzugsgebieten mit der ID 1370 „Große Gusen“ und ID 1380 „Gusen“ sind insgesamt vier kommunale Kläranlagen gemeldet. Davon liegen drei im Einzugsgebiet „Große Gusen“ und eine im Einzugsgebiet „Gusen“. Die Kläranlage 41619001 mit <2000 EW im Bereich der Großen Gusen ist in der Kläranlagendatenbank nur für die Jahre 2001 und 2002 gemeldet. Gemäß der in Kapitel 2.1.5 beschriebenen Konvention, werden die Daten der Kläranlage nicht auf die kommenden Jahre überschrieben. Einen dominanten Anteil an den Emissionen aus kommunalen Kläranlagen in der Großen Gusen und der Gusen hat die Kläranlage

41605001 (Reinhalteverband Gallneukirchner Becken, Gallneukirchen) mit einer mittleren Auslastung von 15.450 EW (KADB 2008). Sie macht im Mittel über die Jahre 2001 bis 2013 79% der Stickstoff Emissionen, 65% der Phosphor Emissionen und 72% der Abwassermengen von kommunalen Kläranlagen in der Beispielsregion aus. Die deutlichen Maximalwerte im Jahr 2001 für die Stickstoff- und Phosphor Emissionen der Kläranlage führen auch zu Maximalwerten in der Gesamtbetrachtung von Großer Gusen und Gusen. Im Falle von Stickstoff wird für das Jahr 2002 dagegen ein absoluter Minimalwert gemeldet, der zu den starken Schwankungen zwischen 2001 und 2002 führt. Ab 2004 zeigen sich recht konstante Stickstoff Emissionen in einem Bereich von 22 bis 26 tN/a.

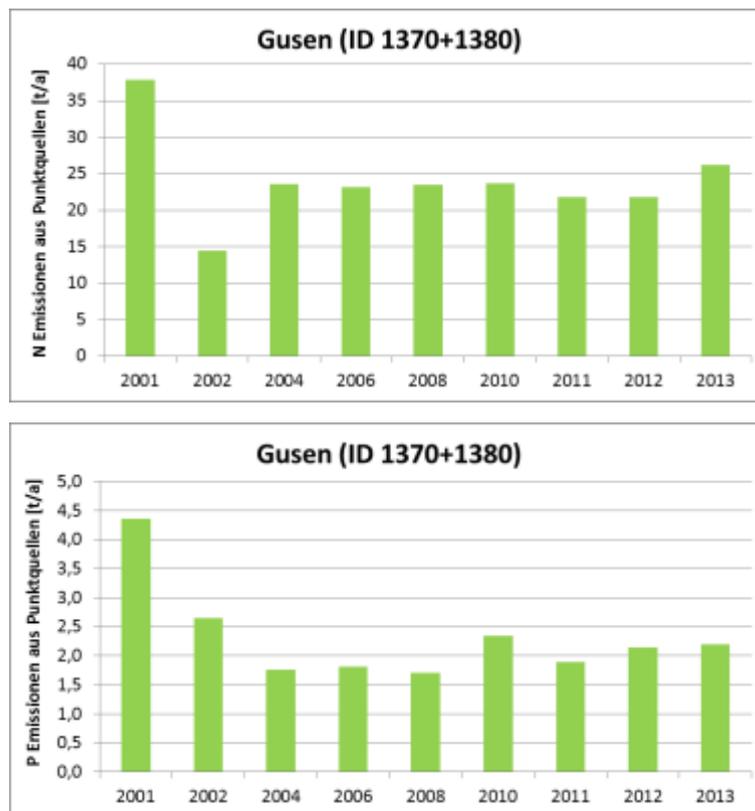


Abbildung 53: Entwicklung der Stickstoff- und Phosphor Emissionen [t/a] von kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Gusen (ID 1370-1380) von 2001-2013

Im Falle der Phosphor Emissionen kommt es von 2001 bis 2004 zu einer deutlichen Abnahme der Emissionen von 4,3 auf 1,7 tP/a. Dennoch stellt dieser Zeitraum die Periode mit den insgesamt höchsten Phosphor Emissionen dar. Bei dem unteren Wert von etwa 1,7 t/a liegen die Phosphor Emissionen auch zwischen 2006 und 2008. Ab 2010 liegen die Phosphor Emissionen wieder in einem leicht erhöhten Bereich von etwa 2 tP/a, sind damit aber noch deutlich niedriger als die Emissionen von 2001 und 2002.

Es finden sich gute Übereinstimmungen der neu ermittelten jährlichen Emissionen mit denen in der ursprünglichen MONERIS Version vorhandenen, für den Zeitraum 2001-2006 gemittelten, Emissionen aus kommunalen Kläranlagen. Diese liegen für Stickstoff bei 23,5 t/a und für Phosphor bei 2,3 t/a.

Die ermittelten Abwassermengen, die über die kommunalen Kläranlagen in die Gusen gelangen liegen in einem Bereich von 0,08 m³/s und 0,11 m³/s.

Überblicksweise sind die wesentlichen Entwicklungen der Nährstoffemissionen aus kommunalen Kläranlagen in den Beispielsregionen in Tabelle 16 festgehalten.

Tabelle 16: Zusammenfassung wesentlicher Entwicklungen bei den Stickstoff- und Phosphor Emissionen von kommunalen Kläranlagen in den Bebielsregionen

Beispielregion	Entwicklung der Stickstoff Emissionen	Entwicklung der Phosphor Emissionen
Pram (ID 690-710) Antiesen (ID 670+680)	Max.: 2004-2006 Ab 2006 abnehmend Von 2001 bis 2013 abnehmend	2001-2006 erhöht Ab 2006 niedriger Max.: 2001-2002 Zwischen 2004 und 2012 leicht abnehmend
Krems (ID 1320+1330)	Min.: 2001 2001-2006 zunehmend Max.: 2006 2008-2013 gegenüber 2001-2004 erhöht	Min.; 2002 2002-2006 zunehmend Max.: 2006 2008-2013 gegenüber 2001-2004 erhöht
Gusen (ID 1370+1380)	Max.: 2001 Min.: 2002 2004-2013 geringe Schwankungen	Max.: 2001 2001-2004 abnehmend 2004-2013 geringe Schwankungen

7.4 Die Anwendung von MONERIS als Prognosetool für Nährstoffentwicklungen in Fließgewässern

Nach der Verbesserung, Aktualisierung und einer erhöhten zeitlichen Auflösung der Eingangsdaten und einer Anpassung der Modellumgebung, die in den vorangehenden Kapiteln beschrieben worden ist, konnten verschiedene Versionen des Modells MONERIS für Oberösterreich aufgesetzt werden:

- MONERIS 2002 (mit Eingangsdaten aus dem Zeitraum 2001-2004)
- MONERIS 2007 (mit Eingangsdaten aus dem Zeitraum 2005-2008)
- MONERIS 2013 (mit Eingangsdaten aus dem Zeitraum 2010-2013)

Das Ziel der aufgesetzten Modellversionen ist dabei nicht die übliche Darstellung der wesentlichen Quellen und Eintragspfade für Nährstoffe auf der Ebene von Einzugsgebieten, sondern der Test, ob maßnahmengetriebene und statistisch abgesicherte Entwicklungen von Nährstoffkonzentrationen (signifikante Trends), die anhand verfügbarer Messdaten für den Zeitraum von 2001-2013 ausgewiesen wurden (Kapitel 6 und 7.1), in den Testeinzugsgebieten anhand der Modellierungsergebnisse nachvollzogen werden können. Da bei der Trendanalyse die Fließgewässerkonzentrationen (DIN; PO₄-P; Pges und PP) um den Einfluss veränderlicher hydrologischer Bedingungen bereinigt wurde, müssen die Modellversionen ebenfalls mit hydrologischen Standardbedingungen berechnet werden, da die Ergebnisse sonst einer starken Beeinflussung durch den Abfluss unterliegt. Dazu wurden die mittleren hydrologischen Bedingungen der ursprünglichen Modellvariante von 2001-2006 verwendet und in die drei neu aufgesetzten Varianten überführt. Die Modellversionen sind somit nicht dazu geeignet die Modellanpassung (Fließgewässer Frachten und –Konzentrationen einzelner Phasen versus Modellergebnisse) zu testen, sondern dahingehend optimiert, einen maßnahmengetriebenen Trend in den Fließgewässern nachzuvollziehen.

So wurden im Rahmen dieser Untersuchungen Ergebnisse der Trendanalyse mit den Modellergebnissen verglichen um eine Prognosemöglichkeit maßnahmenbedingter Trends in Fließgewässern mithilfe des Einsatzes von MONERIS darzustellen.

Die neu aufgesetzte Modellstruktur bietet zudem die Möglichkeiten den Trends eine Ursachenanalyse folgen zu lassen. Diese besteht im wesentlichen in einer Auswertung der Daten aus dem Inputdatenmodell und einer anschließenden Quantifizierung der daraus folgenden Einträge in das Gewässer und Konzentrationsentwicklungen im Gewässer mit dem Emissionsmodell MONERIS. Hierbei können auf der Ebene von Einzugsgebieten spezifische Entwicklungen, wie die Veränderung bei Punktquellen, die Veränderung des Bodenabtrages, der Einfluss von unterschiedlichen Ernteerträgen oder von Veränderungen der Kulturartenverteilung sowie die von umgesetzten Maßnahmen erzielten Veränderungen ausgewiesen und ihre Wirksamkeit quantifiziert werden.

Darüber hinaus wurde für die Testeinzugsgebiete durch Nutzung des flexiblen Inputdatenmodells die Wirksamkeit von ÖPUL 2006 ausgewiesen, indem die Modellergebnisse der Version 2013 einmal mit und einmal ohne Berücksichtigung der ausgewiesenen Maßnahmen berechnet und miteinander verglichen wurde.

Der Test der Machbarkeit und die folgende Ursachenanalyse wurden exemplarisch in den Testgebieten durchgeführt. In weiteren Einzugsgebieten mit signifikanten Trends wurde zumindest die Übereinstimmung in der Trendrichtung (Statistisch ausgewiesener Trend versus Modellergebnis) überprüft. Dabei wurden folgende Schritte durchlaufen (siehe Abbildung 54):

1. Immissionsseitige Analyse der Maßnahmenwirksamkeiten aus Gewässerdaten
2. Emissionsseitige Analyse der Maßnahmenwirksamkeit auf Grundlage der Modellergebnisse
3. Vergleich von immissionsseitigen und emissionsseitig ermittelten Trends
4. Einzugsgebietsbezogene Ursachenanalyse

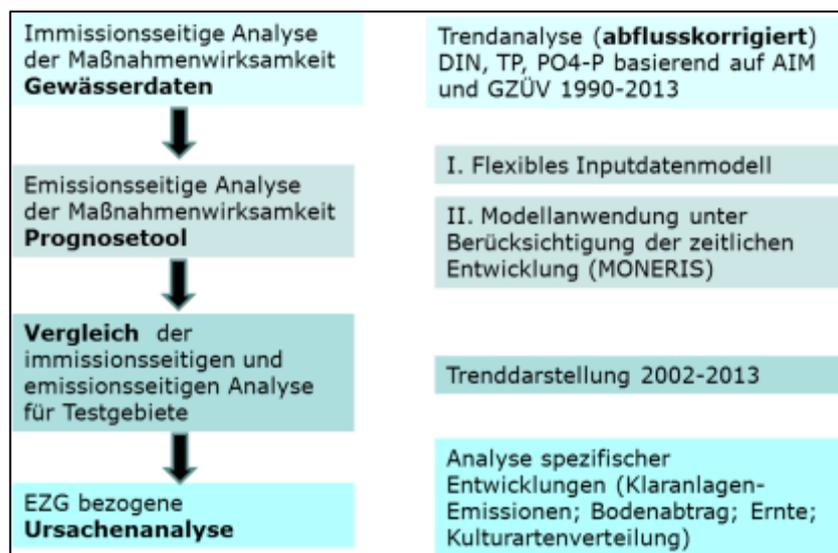


Abbildung 54: Schematische Darstellung der Machbarkeits- und der Ursachenanalyse

7.4.1 Testgebiet Pram – Antiesen (Trendentwicklung Pges)

Das Testgebiet der Pram und Antiesen ist mit einer landwirtschaftlichen Nutzfläche von 67% und einer durchschnittlichen Hangneigung der landwirtschaftlichen Flächen von etwa 8% ein Gebiet das potenziell erhöhten Bodenabträgen unterliegt. Nach signifikant sinkenden TP (=Pges) Trends im Oberlauf der Pram im Zeitraum von 1985 bis 2000 (Abbildung 34) zeigen sich für den Zeitraum 2001 bis 2013 im Unterlauf der Pram signifikant steigende TP Trends (Trendumkehr). Signifikant steigende Trends für TP werden auch in der Aschach und Dürren Aschach ermittelt (Abbildung 38).

Abbildung 55 veranschaulicht, dass zwischen 2001 und 2013 in den Einzugsgebieten ID 700 und ID 710 höchst signifikante steigende Trends für Pges auftreten. Dagegen ist im Einzugsgebiet ID 690 kein signifikanter Anstieg der Pges Konzentrationen ausweisbar.

Vergleicht man die aus den Trendberechnungen stammenden Trendlinien von 2001 bis 2013 (blau) mit den aus den Modellvarianten 2002, 2007 und 2013 abgeleiteten Trendlinien, so zeigen sich für die Pram sehr gute Übereinstimmungen. Dabei wird nicht nur die Trendrichtung (steigend) von den Modellergebnissen nachvollzogen, sondern auch die Ausprägung des Anstieges für Grafik b)-d) sehr gut abgebildet. Im Oberlauf der Pram (Grafik a)), die keinen signifikanten Trend ausweist, kommt es zu einer leichten Unterschätzung der Pges Konzentrationen durch das Modell, das, wie die Trendanalyse auch, weder signifikant steigende- noch signifikant sinkende Konzentrationen ermittelt.

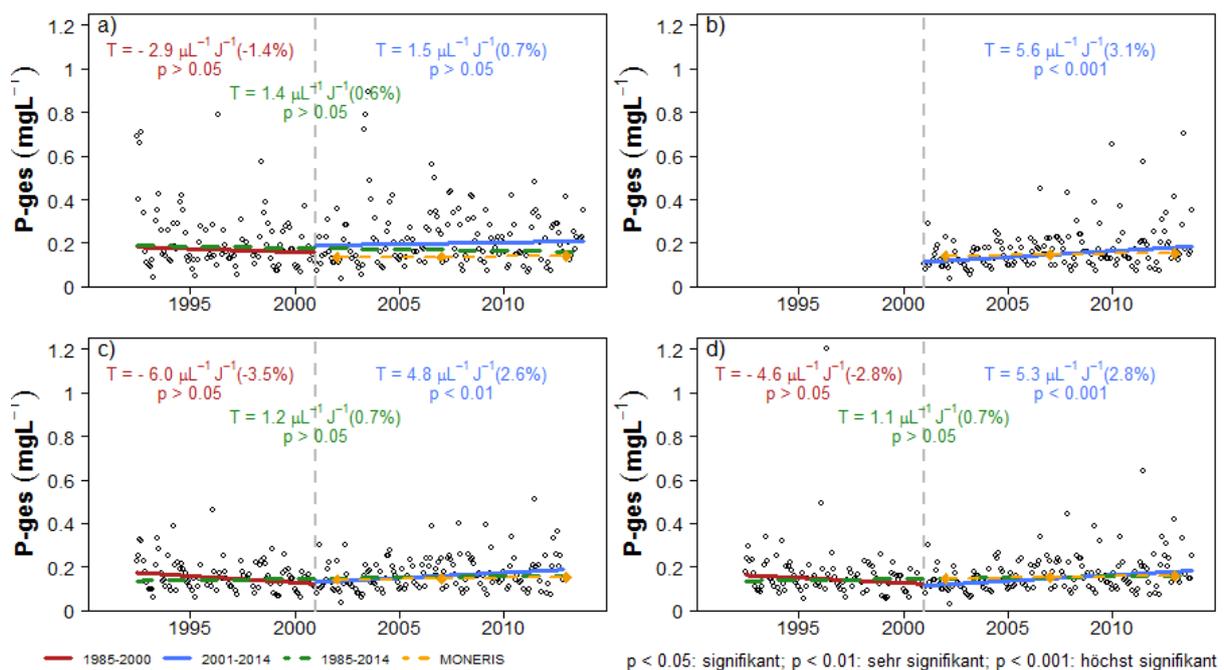


Abbildung 55: Pges Konzentrationen, Trends und Modellergebnisse in den verschiedenen Zeiträume für die vier Messstellen an der Pram, die den Einzugsgebieten ID-690 (a), ID-700 (b,c) und ID-710 (d) entsprechen

Die höchst signifikant steigenden Trends für TP an der Aschach und an der Dürren Aschach werden ebenfalls mit den Modell gut abgebildet, wobei die Ausprägung des Trends von den Modellergebnissen leicht unterschätzt wird und die Konzentrationen insgesamt leicht überschätzt werden. Auch an der Gusen werden die TP Konzentrationen durch das Modell sehr gut abgebildet (beides siehe Anhang).

Die guten bis sehr guten Ergebnisse aus acht unterschiedlichen Einzugsgebieten weisen darauf hin, dass die Trendentwicklung von TP auf der Ebene von Einzugsgebieten mit dem Modell MONERIS sehr gut darstellbar ist.

In einem über die bloße Machbarkeit hinausgehenden Schritt soll an dieser Stelle eine Ursachenanalyse für die steigenden TP Trends im Testeinzugsgebiet erfolgen.

Betrachtet man den anhand des Inputdatenmodells berechneten Bodenabtrag für die Jahre 2002, 2007 und 2013 im Testgebiet Antiesen und Pram, so zeigt sich ein deutlicher Anstieg in allen Einzugsgebieten. Dieser fällt am geringsten im Unterlauf der Antiesen (ID 680) und im Oberlauf der Pram (ID 690), dem Gebiet in dem kein signifikant steigender Trend ausgewiesen werden konnte, aus. Die stärksten Anstiege sind im Mittel- und Unterlauf der Pram zu verzeichnen. Hier steigt der Bodenabtrag zwischen 2002 und 2013 um etwa 14 %, wobei der Großteil des Anstieges zwischen 2007 und 2013 erfolgt.

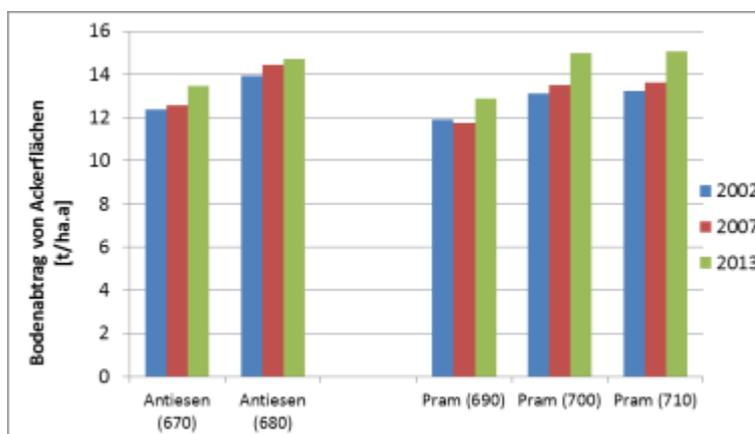


Abbildung 56: Entwicklung des Bodenabtrages [t/(ha.a)] in den Einzugsgebieten der Antiesen und der Pram von 2002-2013

Die ermittelten Bodenabträge gehen als Inputparameter in die jeweilige Modellvariante (2002, 2007, 2013) ein und führen zu einem Anstieg der in MONERIS berechneten diffusen Phosphor Einträge über den Eintragspfad der Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen (Abbildung 57, links). In der Antiesen steigen die P Einträge über die Erosion von landwirtschaftlichen Flächen zwischen 2002 und 2013 von 15 auf 18 t/a und in der Pram von 18 auf 22 t/a. Dagegen nehmen die P Einträge aus Punktquellen in demselben Zeitraum ab (Abbildung 57, rechts), wobei diese Abnahme im Einzugsgebiet der Antiesen (von 5,5 auf 4 t/a) deutlich stärker ausgeprägt ist, als in der Pram (von 3,2 auf 2,8 t/a). Während sich in der Antiesen insgesamt kein signifikanter Trend ergibt ist dieser in der Pram sowohl in den Modellergebnissen als auch in der Trendanalyse der Konzentrationsmessungen stark ausgeprägt.

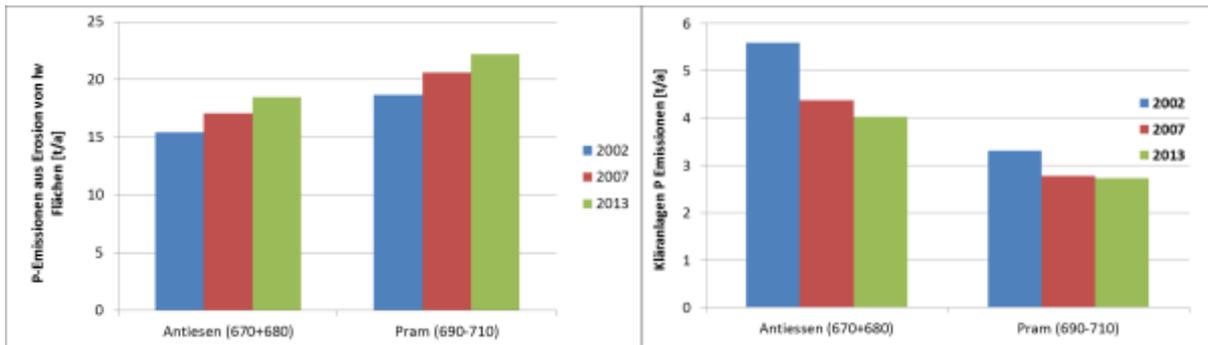


Abbildung 57: Entwicklung der diffusen P Einträge aus der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen [t/a] (links) und der P Einträge aus kommunalen Kläranlagen (rechts) [Unterschiedliche Skalen!] in die Fließgewässer der Testgebiete Antiesen und Pram von 2002-2013

Im Testgebiet der Pram und Antiesen werden im Zuge von ÖPUL 2007 Maßnahmen zum Schutz des Bodenabtrages durchgeführt. Diese Maßnahmen liegen insbesondere im Bereich der Begrünung und der Mulchsaat. Aus dem Inputdatenmodell wurden die Auswirkungen der in dem Testgebiet durchgeführten Maßnahmen auf den Bodenabtrag berechnet und als Inputparameter in MONERIS eingegeben. Hier erfolgte hiernach eine Berechnung der diffusen P Einträge aus der Erosion von landwirtschaftlichen Flächen ohne Berücksichtigung der ÖPUL Maßnahmen und inklusive der ÖPUL Maßnahmen für das Jahr 2013. Es zeigt sich, dass die Begrünungsmaßnahmen und die Mulchsaat einen deutlichen Einfluss auf die Gesamtemissionen in der Antiesen und der Pram haben. Würden die Maßnahmen in dem Testgebiet nicht umgesetzt würde es zu einem zusätzlichen Anstieg der Phosphor Emissionen in die Fließgewässer von etwa 4% kommen.

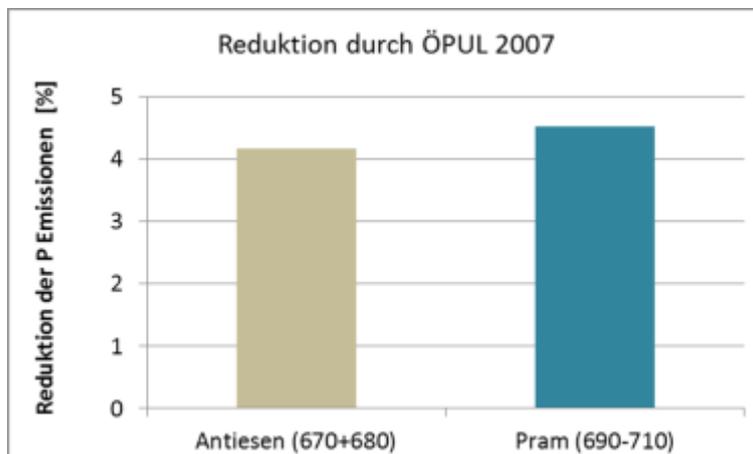


Abbildung 58: Auf Grundlage des Inputdatenmodells und MONERIS berechnete Wirksamkeit der in den Testgebiet Antiesen und Pram umgesetzten Maßnahmen zur Reduktion der P Emissionen [%]

Trotz der Reduktion der Phosphor Emissionen durch die in ÖPUL 2007 umgesetzten Maßnahmen (Begrünung und Mulchsaat) von etwa 4% zeigt sich ein signifikant steigender Trend der TP Konzentrationen in den Fließgewässern der Pram zwischen 2007 und 2013 von fast 17%. Dieser wird durch einen - trotz umgesetzter Maßnahmen - deutlich erhöhten Bodenabtrag und den daraus folgenden erhöhten P Emissionen über die Erosion von landwirtschaftlichen Flächen verursacht. Eine Erklärung für den erhöhten Bodenabtrag liefert erneut das Inputdatenmodell, in dem der Bodenabtrag auf Grundlage einer Vielzahl von jahresaktuellen Eingangsparameter (Kapitel 2.2.1) berechnet wird und dann, wie in Kapitel 7.2.1 sowie Abbildung 43 bereits geschehen, ausgewertet werden kann, um z.B. Ergebnisse zur Entwicklung der Kulturartenverteilung zu präsentieren und zu

diskutieren. Die dort beschriebene praktizierte, deutliche Umwandlung von Grünland zu Ackerland und der ebenfalls deutliche Anstieg erosiver Kulturarten, wie Mais und Silomais (Anstieg um insgesamt 24%) sowie Soja verursacht den deutlich erhöhten Bodenabtrag und übertrifft die in den ÖPUL Maßnahmen erzielten Reduktionen der diffusen Phosphor Einträge so klar, dass es in Summe nicht zu sinkenden Phosphor Konzentrationen in den Fließgewässern des Testgebietes kommt, sondern zu einem signifikanten Anstieg.

Die Ursachenanalyse belegt, dass das komplexe Zusammenspiel einer Vielzahl verschiedener Haupteinflussfaktoren, wie Maßnahmenumsetzung, Kulturartenwechsel, Veränderungen der Punktquellenemissionen letztendlich die Entwicklung der Pges Konzentrationen im Fließgewässer bedingt. Sie zeigt aber auch, dass das Zusammenspiel aus Inputdatenmodell und Emissionsmodell in der Lage ist, die zum Teil gegensätzlichen Wirkungen zu berücksichtigen und die komplexen Ursachen der Konzentrationsentwicklung so scharf zu reproduzieren, dass die resultierenden Trends abgebildet werden können.

7.4.2 Testgebiet Kreams – Ipfbach (Trendentwicklung DIN)

Bislang wurden die DIN Emissionen und die daraus resultierenden $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen von dem Modell MONERIS im Testgebiet Kreams – Ipfbach bzw. auf der Traun-Enns Platte deutlich unterschätzt. Durch Anpassung der Modellansätze (Kapitel 4.2.2) konnte zumindest eine deutliche Annäherung der Modelergebnisse an die gemessenen Konzentrationen im Fließgewässer der Kreams und des Krasteinerbaches erzielt werden. Im Ipfbach kommt es dagegen weiterhin zu deutlichen Unterschätzungen der Konzentrationen. Grundsätzlich stellt der Versuch die aufgezeigten Trends gerade in Testgebieten mit schwächerer Modellanpassung mit dem Modell MONERIS nachzuvollziehen quasi eine „Worst Case“ Situation dar. Diese könnte einen Hinweis darauf geben mit welchen maximalen Ungenauigkeiten bei der Abbildung zukünftiger DIN Trends in oberösterreichischen Fließgewässern zu rechnen ist.

Das Testgebiet Kreams - Ipfbach ist durch intensive Landwirtschaft geprägt. 64% der Gesamteinzugsgebietsfläche unterliegen landwirtschaftlicher Nutzung. Die Trendanalysen für DIN zeigen zwischen 1985-2000 für die Kreams signifikante und stark ausgeprägte, sinkende Trends (Abbildung 32). Diese setzen sich in der Kreams auch zwischen 2001 und 2013 fort (Abbildung 36).

Vergleicht man die aus den Trendberechnungen stammenden Trendlinien von 2001 bis 2013 (blau) mit den aus den Modellvarianten 2002, 2007 und 2013 abgeleiteten Trendlinien, so zeigen sich für die Kreams (ID 1320, links) eine sehr gute Anpassung an die Konzentrationen, bei leichter Unterschätzung der Trendausprägung und für ID 1330 ebenfalls eine Unterschätzung der Trendausprägung bei deutlicherer Unterschätzung der DIN Konzentrationen (Abbildung 59).

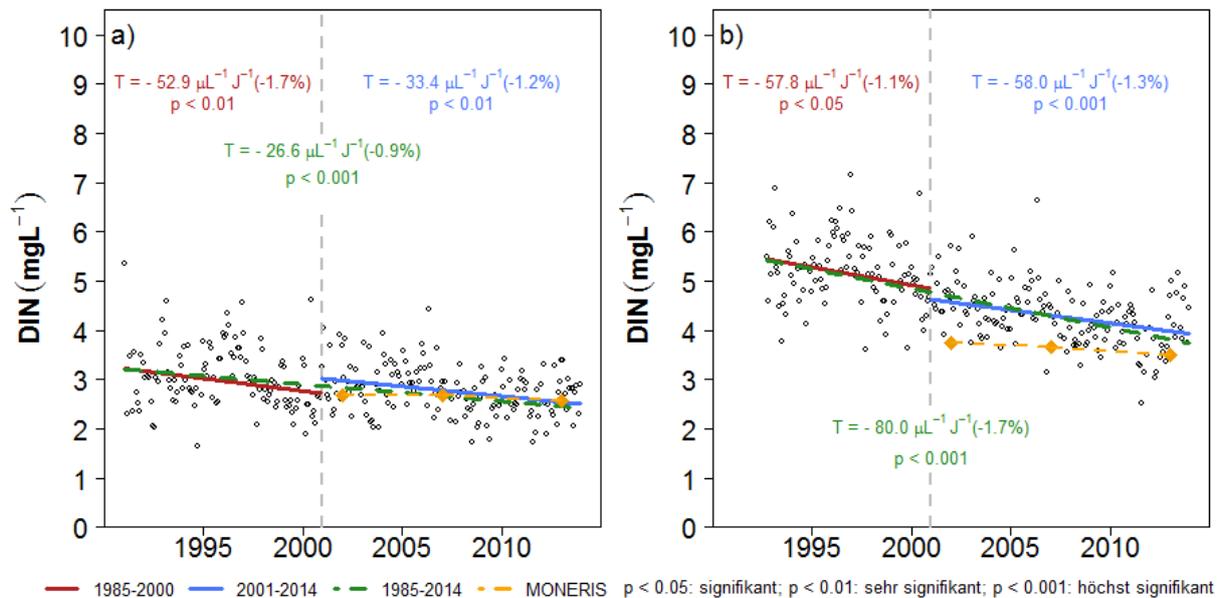


Abbildung 59: DIN Konzentrationen, Trends und Modellergebnisse in den verschiedenen Zeiträumen für die zwei Messstellen an der Krens, die den Einzugsgebieten ID-1320 (a) und ID-1330 (b) entsprechen

Des Weiteren werden in diesem Zeitraum auch für den Ipfbach sowie für die Feldaist und den Innbach signifikant sinkende DIN Trends ermittelt (Trends werden im Anhang dargestellt). Diese können ebenfalls durch die Modellergebnisse abgebildet werden, werden aber in ihrer Ausprägung am Innbach und Feldaist leicht- und am Ipfbach deutlich unterschätzt. Zudem kommt es an der Feldaist, aber besonders am Ipfbach zu den oben beschriebenen, deutlichen Unterschätzungen der DIN Konzentrationen durch die Modellberechnung.

Die guten, vereinzelt sehr guten aber auch mäßigen Ergebnisse aus fünf unterschiedlichen Einzugsgebieten weisen darauf hin, dass die Trendentwicklung von DIN auf der Ebene von Einzugsgebieten mit dem Modell MONERIS gut darstellbar ist. Ein wesentliches Verbesserungspotenzial liegt in Bezug auf die DIN Modellierung insbesondere noch in einer weiteren Verbesserung der Abbildung der DIN Konzentrationen im Fließgewässer in einzelnen Gebieten. Genauere Betrachtungen am Ipfbach deuten darauf hin, dass hier auch der in MONERIS verwendete Retentionsansatz einer Überprüfung bedarf.

In einem über die bloße Machbarkeit hinausgehenden Schritt soll an dieser Stelle eine Ursachenanalyse für die sinkenden DIN Trends im Testeinzugsgebiet erfolgen.

Dem Inputdatenmodell können die in den Einzugsgebieten auftretenden Stickstoff Überschüsse entnommen werden. Aus einer langjährigen Reihe von Stickstoffüberschüssen, die bis zum aktuellen Modellierungszeitraum reicht, werden die langjährigen Stickstoff Überschüsse berechnet. Es ist ersichtlich, dass mit Ausnahme des Oberlaufes der EZG Krens (MONERIS ID 1320) die N-Überschüsse in dem Zeitraum 2001-2013 deutlich sinken. Dies trifft im zunehmenden Maße und insbesondere für die Krens auch für die langjährigen Stickstoff Überschüsse zu. Dies bedeutet, dass die im Krens Einzugsgebiet in der Vergangenheit besonders stark erhöhten Stickstoff Überschüsse mit zunehmender Dauer ihre rechnerische Bedeutung verlieren. Hielte die Entwicklung mit niedrigen Stickstoff Überschüssen in der Zukunft an, würde sich in der Zukunft auch der langjährige Überschuss dem dann aktuellen Überschuss annähern.

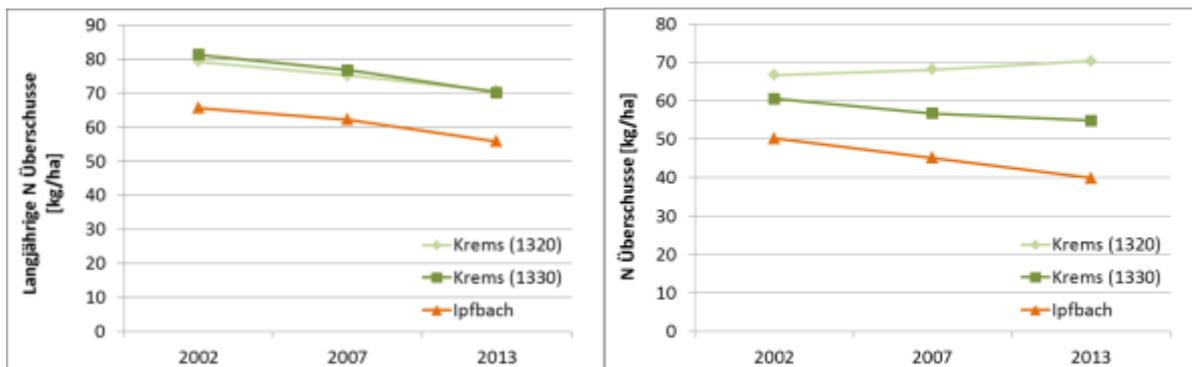


Abbildung 60: Langjährige Stickstoff Überschüsse [kg/ha] und aktuelle Stickstoff Überschüsse [kg/ha] in den Testgebiet KREMS – Ipfbach

Für die Modellberechnung hat der langjährige Überschuss, der die mittlere Verweilzeit des Grundwassers im Einzugsgebiet berücksichtigt, eine große Wirkung auf die über das Grundwasser in die Fließgewässer emittierte DIN Fracht. Sinkt der langjährige Überschuss, sinkt entsprechend die über das Grundwasser emittierte Menge an DIN. Der aktuelle Stickstoff Überschuss hat dagegen Auswirkungen auf die Emissionen über Drainagen. Da Drainagen einen hydraulischen Kurzschluss zwischen Sickerwasser und Fließgewässer (also einen Eintragspfad mit geringer zeitlicher Verzögerung) darstellen, sind die emittierten Frachten abhängig von den aktuell auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche vorherrschenden Stickstoff Überschüssen.

Folgerichtig berechnet das Modell MONERIS im betrachteten Zeitraum für das Testgebiet sinkende Stickstoff Emissionen über den Grundwasserpfad (Abbildung 61) und über den Drainagepfad (nicht dargestellt). Im Einzugsgebiet des Ipfbaches kommt es dabei zu einem Rückgang der Emissionen aus Drainagen von 17 auf 14 t (Rückgang von 18%) und zu einem Rückgang der Grundwasseremissionen von 199 auf 179 t (Rückgang von 10%). In der KREMS sinken die Emissionen aus Drainagen um 4 t (6%) und die Emissionen aus dem Grundwasser um 60 t (9%). Dagegen steigen die Stickstoff Emissionen aus den Kläranlagen im Einzugsgebiet der KREMS zwischen 2002 und 2013 um etwa 7 t an. Am Ipfbach existieren keine kommunalen Kläranlagen.

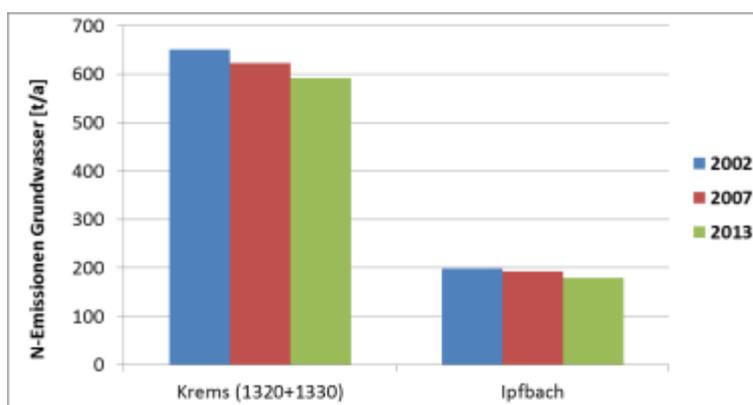


Abbildung 61: Entwicklung der diffusen N Einträge über das Grundwasser [t/a] in die Fließgewässer des Testeinzugsgebietes KREMS – Ipfbach

Die signifikant sinkenden Trends der DIN Konzentrationen werfen die Frage auf, in welchem Maße die ÖPUL Maßnahmen des Programmes 2007 wirksam werden und welche anderen Ursachen für die Reduktionen verantwortlich sind. Aus diesem Grund wurde die Wirksamkeit der in ÖPUL 2007 geförderten Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoff Überschüsse aus dem Inputdatenmodell

entnommen und die Variante MONERIS 2013 noch einmal unter der Annahme berechnet, dass keine Maßnahmen durchgeführt worden wären (Abbildung 62).

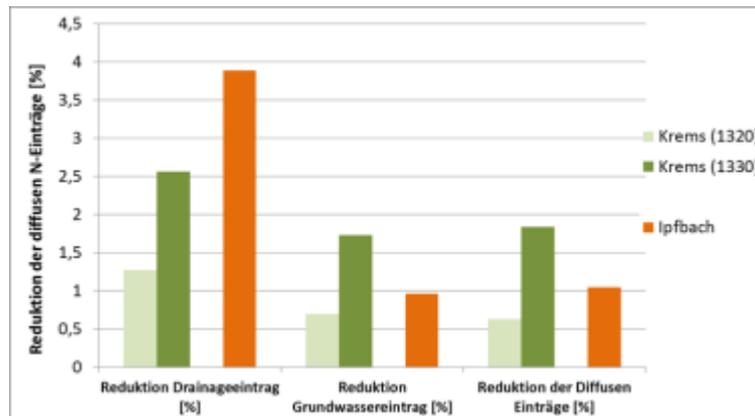


Abbildung 62: Auf Grundlage des Inputdatenmodells und MONERIS berechnete Wirksamkeit der in den Testgebiet KREMS - Ipfbach umgesetzten Maßnahmen zur Reduktion der DIN Emissionen, bezogen auf Drainagen, Grundwasser und die gesamten diffusen Einträge [%]

Es zeigt sich, dass die Reduktion der DIN Einträge über Drainagen im Einzugsgebiet des Ipfbaches insgesamt 18% ausmacht. Wären die ÖPUL Maßnahmen nicht umgesetzt worden, würde diese Reduktion um 4% geringer ausfallen. Die DIN Grundwasseremissionen würden ohne die Maßnahmenumsetzung von ÖPUL 2007 statt um 10% nur um 9% zurückgehen. Insgesamt fielen die DIN Einträge aus diffusen Quellen ohne ÖPUL 2007 um lediglich 1% höher aus.

In den Einzugsgebieten der KREMS zeigt sich ein ähnliches Bild. Hier werden die DIN Einträge über Drainagen insgesamt um 6% reduziert. Ohne Umsetzung der ÖPUL 2007 Maßnahmen würde diese Reduktion um 1,2-2,5% (Abbildung 62) geringer ausfallen. Insgesamt würden die Emissionen über diffuse Quellen in den Einzugsgebieten der KREMS ohne Umsetzung von ÖPUL 2007 um 0,6-1,8% höher sein, als mit Umsetzung von ÖPUL 2007.

Die geringe Wirksamkeit der ÖPUL 2007 Maßnahmen ist, dass es auf der Betrachtungsebene des Einzugsgebietes aufgrund einer geringen Teilnahme auch nur zu einer geringen Verringerung der mittleren Stickstoffüberschüsse durch die ÖPUL 2007 Maßnahmen kommt. Würde man kleinere räumliche Einheiten betrachten, könnte die Wirksamkeit von ÖPUL 2007 dagegen erheblich ansteigen. Ein weiterer Grund ist die zeitliche Verzögerung mit der die über das Grundwasser transportierte DIN Fracht in die Gewässer gelangt. Somit spiegeln sich die Effekte zeitnaher Maßnahmen nicht sofort vollständig in der in die Gewässer emittierten Fracht wider. Der Rückgang der DIN Emissionen in die Fließgewässer im Zeitraum von 2001 bis 2013 ist daher (gemäß der Grundwasseraufenthaltszeit) auch aus Stickstoff Überschuss Reduktionen vor 2001 zurückzuführen. Darüber hinaus wird die Reduktion der Stickstoff Überschüsse ab 2002 insbesondere durch eine Zunahme der Erträge von wesentlichen Kulturarten bewirkt, die in Abbildung 47 dargestellt wird. Der steigende Ertrag bedeutet eine erhöhte Entnahme von Biomasse mit einem spezifischen Stickstoffgehalt. Steigt die entnommene Biomasse an, verringert sich der Stickstoff Überschuss auf dem Feld.

Der anhaltende, signifikant sinkende DIN Trend in den Fließgewässern des Testgebietes KREMS-Ipfbach ist somit auf die Summe von langfristigen Entwicklungen und einer Steigerung der Erträge zurückzuführen.

Auch im Krems-Ipfbach Testgebiet zeigt sich ein komplexes Zusammenspiel verschiedener Aspekte, wie Maßnahmenwirksamkeiten, verzögerte Maßnahmenwirksamkeiten, Reduktion aktueller und langjährige Stickstoff Überschüsse durch zunehmende Erträge, die Entwicklung der Emissionen aus Punktquellen (Krems), die sich gegenseitig verstärken, oder überlagern und schlussendlich die Entwicklung der DIN Konzentrationen bewirken. Es zeigt sich, dass die Kombination aus Inputdatenmodell und MONERIS geeignet ist eine Prognose dieser Konzentrationsentwicklungen abzubilden und darüber hinaus eine dezidierte Ursachenanalyse dieser Entwicklung zu liefern.

7.4.3 Testgebiet Gusen (Trendentwicklung PO₄-P)

Das Gusen Einzugsgebiet besteht zu 55% aus landwirtschaftlicher Nutzfläche, die eine mittlere Hangneigung von 12% aufweist. An der Gusen zeigten sich im Zeitraum 1985 bis 2001 signifikante und stark sinkende Trends für TP und PO₄-P (Abbildung 34 und Abbildung 33). Im Zeitraum von 2001 bis 2013 zeigen sich dagegen nur noch vereinzelte signifikant sinkende Trends mit schwacher Ausprägung für PO₄-P. Am Auslass der Einzugsgebiete liegt jedoch kein signifikanter Trend vor. Schwach ausgeprägte signifikante PO₄-P Trends lassen sich noch für den Innbach und die Feldaist ermitteln (Abbildung 37).

Vergleicht man die aus den Trendberechnungen stammenden Trendlinien von 2001 bis 2013 (blau) mit den aus den Modellvarianten 2002, 2007 und 2013 abgeleiteten Trendlinien (Abbildung 63), so zeigen sich für die Große Gusen (ID 1370, links) und die Gusen (ID 1380, rechts) zwar Abnahmen in den modellierten PO₄-P Konzentrationen, diese werden aber für den Zeitraum 2001 bis 2013 durch die Trendanalyse nicht ausgewiesen. Dagegen zeigen sich sehr wohl höchst signifikante sinkende Trends für PO₄-P in der Gusen für den Gesamtzeitraum (grüne gestrichelte Linie). Insbesondere dieser Trendverlauf wird von den Modellergebnissen, die die PO₄-P Konzentrationen in der Gusen treffen, gut widergegeben.

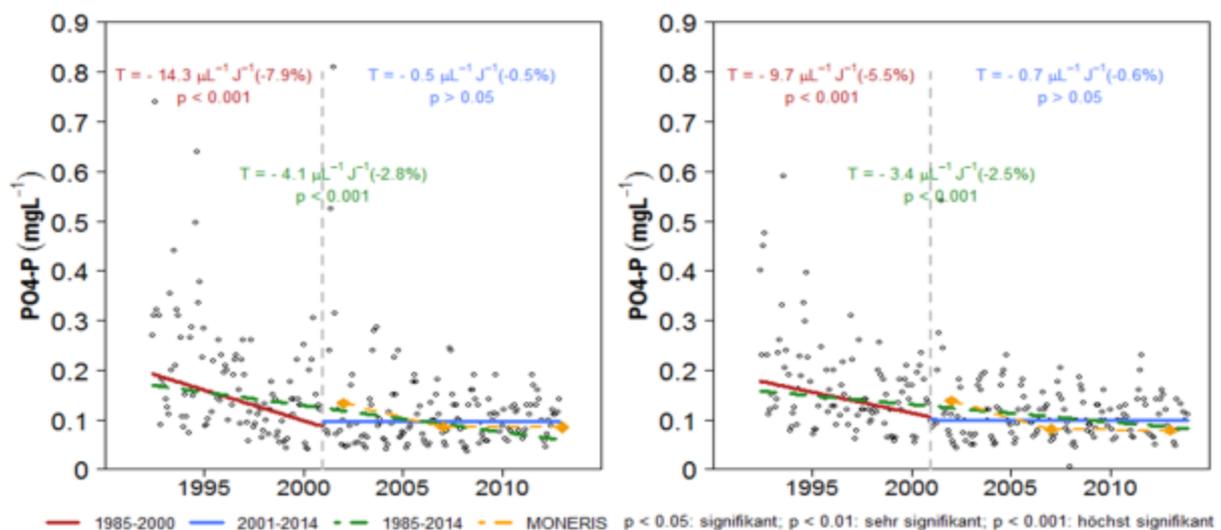


Abbildung 63: PO₄-P Konzentrationen, Trends und Modellergebnisse in den verschiedenen Zeiträume für die zwei Messstellen Große Gusen (ID 1370, links) und Gusen (ID 1380, rechts)

Die Bedingungen an der Gusen und die Ergebnisse der Trendberechnungen an der Gusen veranschaulichen die Tatsache, dass es sich bei der Trendanalyse ebenfalls um ein Modell handelt, das in Abhängigkeit der gewählten Randbedingungen unterschiedliche Ergebnisse liefern kann. Würde der Startpunkt der Trendanalyse im Fall der Gusen nur um zwei Jahre zurückverlegt, so ließe sich für den Zeitraum 1999-2013 ein signifikant sinkender Trend ausweisen, der für die Jahre 2001-

2013 nicht mehr gegeben ist. Obwohl nun die Modellergebnisse einen sinkenden Trend ergeben und dieser durch die Trendanalyse nicht wiedergegeben wird, kann man von einer guten Modellanpassung an die bestehenden Entwicklungen der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen sprechen.

Auch die $\text{PO}_4\text{-P}$ Entwicklung an der Feldaist (ID 1570) wird gut von dem Modell wiedergegeben. Dagegen zeigt sich für die Feldaist (ID 1580) zunächst ein steiler Rückgang zwischen 2002 und 2007, bei deutlich durch das Modell überschätzten Konzentrationen in 2002. Am Innbach kommt es zu einer Unterschätzung der Konzentrationen und einer Unterschätzung der Trendausprägung (siehe Anhang).

Die wesentliche Ursache für die sinkenden $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen in den Jahren 2001-2013 im Einzugsgebiet der Gusen, aber auch in den anderen Einzugsgebieten Innbach und Feldaist ist auf Reduktionen der P Emissionen aus Kläranlagen zurückzuführen. Die unterschiedliche Wirkung der P Reduktionen aus den Punktquellen auf die Reduktion der $\text{PO}_4\text{-P}$ Gewässerkonzentrationen lässt sich aus zwei Ursachen zurückführen. Zum einen ist dies der unterschiedliche Anteil der Punktquelleneinträge an den Gesamtemissionen und zum anderen sind dies mögliche gegenläufige Entwicklungen in der Landwirtschaft, die den Rückgang unterschiedlich stark abmildern.

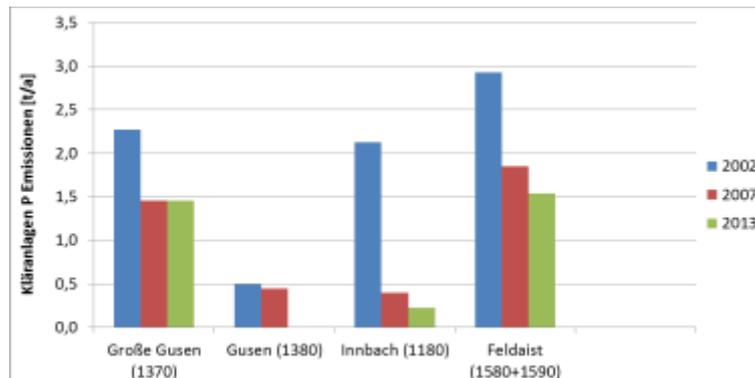


Abbildung 64: P Emissionsentwicklung von Kläranlagen ausgesuchter Einzugsgebiete in den Jahren 2002, 2007 und 2012

8 Schlussfolgerungen

Im Rahmen dieses Projektes wurde ein Prognosetool bestehend aus einem flexiblen Inputdatenmodell und dem Emissionsmodell MONERIS zur Abschätzung maßnahmengetriebener Veränderungen der Nährstoffbelastung von Gewässern entwickelt und für spezifische Gewässereinzugsgebiete getestet.

Dabei zeigte das Prognosetool ein gutes Potential als Instrument zur Schaffung steuerungs-relevanter Informationen im Bereich der Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer zur Zielerreichung nach EU-WRRL eingesetzt zu werden.

Unter Berücksichtigung der Gebietskulisse, der Landnutzung, der Abwasserentsorgung und der Implementierung von Maßnahmen können generelle Entwicklungen der Nährstoffkonzentrationen in den Fließgewässern abgebildet, sowie Ursachen für diese Entwicklungen identifiziert und plausibel dargestellt werden.

Beispielhaft konnte dies an der Entwicklung der TP-Konzentration in der Pram gezeigt werden. Eine abflussnormierte Trendanalyse der TP-Konzentrationen zeigt einen signifikanten Anstieg in den letzten 10 Jahren im Pramunterlauf an. Dieser Anstieg konnte durch die Modellierung wiedergegeben und durch die Zunahme des Anbaues erosionsfördernder Kulturarten und den damit verbundenen erhöhten P-Emissionen, welche die Maßnahmenwirksamkeit von gesetzten Erosionsschutzmaßnahmen im Zuge von ÖPUL und verbesserter Abwasserreinigung übersteigt, erklärt werden. An der Antiesen ist der Anstieg im Bereich der Erosion nicht ganz so ausgeprägt, zudem wird dieser Anstieg durch stärkere Verringerungen im Bereich der Abwasseremissionen soweit kompensiert, sodass kein signifikanter Trend zu erkennen ist.

Am Beispiel der Krems zeigt sich ein signifikanter Trend der Nitratkonzentrationen, welcher über die Modellierung wiedergegeben und über die langjährige Abnahme der Stickstoffüberschüsse auf den landwirtschaftlichen Flächen erklärt werden kann. Diese Abnahme ist das Resultat langfristiger Anstrengungen zur Optimierung des Düngeeinsatzes und zur Ertragssteigerung. Tendenziell wird das Ausmaß des abnehmenden Trends in der Modellierung unterschätzt. Eine mögliche Ursache dafür ist, dass Erfolge der landwirtschaftlichen Beratung nicht über das Prognosetool abgebildet werden können. Die Auswirkungen der gesetzten ÖPUL-Maßnahmen sind in diesem Zusammenhang vergleichsweise gering.

Die deutlicheren Trends vor allem der PO_4 -P Konzentrationen zeigen sich zumeist bereits vor 2002. Eine Modellierung für den Zeitraum vor 2002 wurde bisher nicht durchgeführt, könnte aber weitere Erkenntnisse darüber bringen, in welchem Ausmaß Langzeittrends über verwendete Prognosetool abgebildet werden können. In der Periode ab 2002 kann am Beispiel der Gusen gezeigt werden, dass ein signifikanter Trend nur teilweise und nicht konsistent über die Fließstrecke auftritt. Die Modellierung zeigt eine Abnahme der PO_4 -P Konzentrationen zu Beginn der Periode nach 2002 und dann einen konstanten Verlauf. Werden Daten vor 2002 in die Trendanalyse eingebunden kann auch über Trendanalyse die modellierte Abnahme der PO_4 -P Konzentrationen annähernd abgebildet werden. Die Abnahme kann im Wesentlichen durch eine Verbesserung der Abwasserreinigung erklärt werden. Die Zunahme der Erosion ist in diesem Gebiet kaum ausgeprägt, wodurch auch nicht mit einer Abschwächung der Maßnahmenwirksamkeit bei der Abwasserreinigung durch Rücklösung aus verstärktem partikulärem P-Eintrag zu rechnen ist.

Um das Prognosetool auch für die Abschätzung zukünftiger Entwicklungen der Gewässerbelastung nutzen zu können, ist neben der Kenntnis von geplanten Maßnahmen auch eine Annahme von Szenarien über zukünftige gesellschaftlich oder wirtschaftlich getriebene Änderungen im Bereich der Landnutzung und Abwasserentsorgung erforderlich. Neben einer generellen Eignung des Prognosetools konnten im Rahmen des Projektes auch Grenzen der Prognosefähigkeit aufgezeigt werden. Zwar können generelle Trends für unterschiedliche Gebietskulissen aufgezeigt und somit mögliche Zielerreichungen abgeschätzt oder auch Fehlentwicklungen auf regionaler Ebene frühzeitig erkannt werden. Es ist jedoch nicht möglich für jeden einzelnen Gewässerabschnitt die zu erwartende Entwicklungen oder die zur erwartenden Konzentrationen exakt abzubilden oder zu prognostizieren. Spezifische lokale Einflussfaktoren, die mit dem Prognosetool nicht erfasst werden, können hier auch zu Fehleinschätzungen führen.

Das räumlich hochaufgelöste Rastermodell PhosFate zielt auf eine Verortung erosiver Phosphoremissionen innerhalb von Einzugsgebieten ab. Bei der vorliegenden Machbarkeitsstudie ging es darum, zu evaluieren, ob eine Verortung der wesentlichsten Beitragsflächen zu den erosiven Phosphoremissionen eines Einzugsgebiets auch auf Feldstückebene realisiert werden kann. Bei der Validierung an Kartierungsergebnissen konnte gezeigt werden, dass der Weg, den der Oberflächenabfluss nimmt, vom Modell derzeit für etwa die Hälfte der Feldstücke weitgehend korrekt erfasst wird und sich dieser Anteil durch eine erfolgreiche Ausschöpfung des daraus resultierenden, realistischen Weiterentwicklungspotentials noch einmal auf ca. 75% der Feldstücke erhöhen lässt.

In einer Literaturstudie konnten aktuelle wissenschaftliche Erkenntnisse zur Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen bei der Reduktion von Phosphoreinträgen in die Gewässer zusammengefasst werden. Diese Erkenntnisse können in weiterer Folge zur Validierung von Modellergebnissen mit PhosFate zur lokalen Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen genutzt werden. In Hinblick auf die Implementierung der Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen auf Einzugsgebietsebene zur Abschätzung einer möglichen Reduktion von Gewässerfrachten in MONERIS, zeigt die Literaturstudie, dass eine Wirksamkeit einer Emissionsreduktion der erosiven Einträge durch Gewässerrandstreifen (25 m Breite) um 70 %, wie sie bisher angesetzt wurde, eher zu hoch gegriffen ist. Eine nähere Eingrenzung der Einschätzung der Wirksamkeit auf Einzugsgebietsebene wird in weiterer Folge durch PhosFate Modellierungen angestrebt. Langzeitbeobachtungsstudien wären jedoch zusätzlich notwendig, um sicherzustellen, dass auch mehrjährige Schwankungen und die gesamte Bandbreite an Rahmenbedingungen ausreichend in die Bewertung der Wirkung von Gewässerrandstreifen Eingang finden.

9 Ausblick

In der nun abgeschlossenen Projektphase konnte für einzelne Testgebiete gezeigt werden, dass das Prognosetool bestehend aus einem flexiblen Inputdatenmodell und dem Emissionsmodell MONERIS ein gutes Potenzial zur Abschätzung maßnahmengetriebener Veränderungen der Nährstoffbelastung von Gewässern aufweist.

Die Stärken liegen eher in der Aussagekraft auf regionaler Ebene; für kleinräumigere Betrachtungen der wesentlichsten diffusen Einträge kann hingegen das räumlich hochaufgelöste Rastermodell PhosFate herangezogen werden. Einige Defizite sowohl des Prognosetools als auch des Rastermodells wurden als Ergebnis der letzten Projektphase behoben, so dass die Übereinstimmung mit der Realität (Nährstofftrends beim Prognosetool, tatsächliche Abflusswege bei Phosphate) verbessert wurde.

Da die abgeschlossene Projektphase insbesondere auch als Machbarkeitsstudie konzipiert war und diese zu einem positiven Ergebnis führte, kann das Prognosetool nun für unterschiedliche Fragestellungen herangezogen werden. Es bietet sich an, Ursachen für die Entwicklung der Gewässergüte für weitere Einzugsgebiete mit dem Prognosetool zu untersuchen, wobei dafür prinzipiell alle Einzugsgebiete für oberösterreichische Oberflächengewässer in Frage kommen (für andere mögliche Auftraggeber auch darüber hinaus auch Einzugsgebiete in anderen Bundesländern) und auch längere Betrachtungszeiträume als in vorangegangenen Projekten herangezogen werden können. Im Zentrum der Fragestellung könnten Einzugsgebiete stehen, bei denen ein hohes Risiko der Zielverfehlung besteht und solche, wo auffällige (v.a. steigende) Trends zu beobachten sind. Die nun erprobte Vorgangsweise, nämlich eine abflussbereinigte Trendanalyse durchzuführen und zugleich die Entwicklung der Inputseite zu untersuchen, kann dazu herangezogen werden. Als Ergebnis liegt letztlich eine Ursachenanalyse vor, die mit den abflussbereinigten Trends der Messwerte in den Oberflächengewässern verifiziert wurde und die als Ausgangspunkt für Prognosen dienen kann, ob bereits gesetzte Maßnahmen (z.B. ÖPUL) ausreichen werden, um die Erreichung eines guten Zustand zu erreichen oder ob weitere Maßnahmen oder ein höherer Umsetzungsgrad bei bestehenden Maßnahmen zielführend sein wird. Untersucht werden könnte auf dieser Basis auch, ob Ursachen, die außerhalb des bisher betrachteten Maßnahmenspektrums liegen, einen Einfluss haben (z.B. Änderungen der Landnutzungsform).

Davon abgeleitet könnten Überlegungen angestellt werden, wo und in welcher Weise Eingriffe denkbar wären und welche davon eine realistische Umsetzungschance haben. Der wesentliche Fortschritt gegenüber der Betrachtungsweise in vorangegangenen Projekten liegt darin, dass zeitliche Entwicklungen abgebildet, interpretiert und in die Zukunft projiziert werden können. Dabei können sowohl Entwicklungen aus der Vergangenheit in die Zukunft fortgeschrieben werden als auch Szenarien verschiedener steuernder Eingriffe abgebildet werden.

10 Literatur

- Abu-Zreig M. (2001): *Factors affecting sediment trapping in vegetated filter strips: Simulation study using VFSMOD*. Hydrol. Processes 15:1477–1488.
- Ad-hoc-AG Boden (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 5. Aufl., Hannover.
- ASI (2016): *Boden als Pflanzenstandort. Begriffe und Untersuchungsverfahren*. ÖNORM L 1050 vom 15. März 2016, Austrian Standards Institute, Wien.
- 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).
- BLMFUW (2015): *Grundwasseralter in Österreich – Mittlere Verweilzeiten in ausgewählten Grundwasserkörpern*, 41 S.
- Blanco-Canqui H., Clark J.G., Anderson S.H. (2006): *Performance of Grass Barriers and Filter Strips under Interrill and Concentrated Flow*. Journal of Environmental Quality, 35:1969–1974.
- Clara, M., Ertl, T., Giselbrecht, G., Gruber, G., Hofer, T., Humer, F., Kretschmer, F., Kolla, L., Scheffknecht, C., Weiß, S. und Windhofer, G. (2014). *Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen*. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich.
- Daniels R.B., Gilliam J.W. (1996): *Sediment and Chemical Load Reduction by Grass and Riparian Filters*. Soil Sci. Soc. Am. J. 60:246–251.
- Dillaha T.A., Sherrard J.H., Lee D., Mostaghimi S., Shanholz V.O. (1988): *Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots*. Journal of the American Water Pollution Control Federation 60:1231-1238.
- Dillaha T.A., Reneau R.B., Mostaghimi S., Lee D. (1989): *Vegetative filter strips for agricultural non-point source pollution control*. Trans. ASAE 32, 513–519.
- Dorioz J.M., Wang D., Poulenard J., Trevisan D. (2006): *The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France*. Agric. Ecosyst. Environ. 117, 4–21.
- Dosskey M.G., Helmers M.J., Eisenhauer D.E. (2008): *A design aid for determining width of filter strips*. J. Soil Water Conserv. 63:232–241.

Dosskey M.G., Vidon P., Gurwick N.P., Allan C.J., Duval T.P., Lowrance R. (2010): The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 46:261– 277.

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.

EMREG-OW: Emissionsregister Oberflächenwasserkörper (Datenbank).

Grismer M.E., O'Geen A.T., Lewis D. (2006): *Vegetative filter strips for nonpoint source pollution control in agriculture*. University of California, Division of Agriculture and Natural Resources. Publication No. 8195.

Helmers M.J., Isenhardt T.M., Dosskey M.G., Dabney S.M., Strock J.S. (2008): *Buffers and Vegetative Filter Strips*. Iowa State University. Agricultural and Biosystems Engineering Publications.

Helsel D.R., Hirsch R.M. (2002). *Statistical methods in water resources* (Vol. 323). In *Techniques of Water Resources Investigations*. Book 4, chapter A3. U.S. Geological Survey. 522 pp.

Hirsch R.M., Slack J.R., Smith R.A. (1982). Techniques of Trend Analysis for Monthly Water Quality Data. *Water Resources Research*. Vol. 18, N° 1, pp. 107-121.

Hirsch R.M., Alexander R.B., Smith R.A. (1991). Selection of Methods for the Detection and Estimation of Trends in Water Quality. *Water Resources Research*. Vol. 27, N° 5, pp. 803-813.

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, Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Bundesanstalt für Bergbauernfragen, Wien.

Hösl R., Strauss P., Glade T. (2012): Man-made Linear Flow Paths at Catchment Scale: Identification, Factors and Consequences for the Efficiency of Vegetated Filter Strips. *Landscape and Urban Planning*, 104(2):245–252.

Jackson S. (2013): Optimized Tool for DEM Pit Removal Now Available. Online Resource, <https://blogs.esri.com/esri/arcgis/2013/03/05/optimized-tool-for-dem-pit-removal-now-available/> (ArcGIS Blog, Downloaded on 24th March 2016).

Kendall M.G. (1975): *Rank Correlation Methods*. Charles Griffin, London.

Kidner D., Dorey M., Smith D. (1999): What's the Point? Interpolation and Extrapolation with a Regular Grid DEM. Online Resource, http://www.geocomputation.org/1999/082/gc_082.htm (Proceedings of the GeoComputation 99 Conference, Downloaded on 18th March 2016).

Kovacs A. (2013): Quantification of Diffuse Phosphorus Inputs into Surface Water Systems. Doctoral Thesis, Institute of Water Quality, Resource and Waste Management, Technische Universität Wien, Vienna.

- Land Oberösterreich (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).
- Land Oberösterreich (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).
- Land Oberösterreich (2014): Nutzungsflächen. Stand vom 1. Oktober 2014.
- Lee K.H., Isenhardt T.M., Schultz R.C. (2003): *Sediment and nutrient removal in an established multispecies riparian buffer*. J. Soil Water Conserv. 58(1):1–8.
- Lindsay J.B. (2014): The Whitebox Geospatial Analysis Tools Project and Open-Access GIS. Online Resource, http://www.gla.ac.uk/media/media_401757_en.pdf (Proceedings of the 22nd GIS Research UK Conference, Downloaded on 11th February 2016).
- Lindsay J.B., Creed I.F. (2005): Removal of Artifact Depressions from Digital Elevation Models: Towards a Minimum Impact Approach. Hydrological Processes, 19(16):3113–3126.
- Mann H.B. (1945): Non-parametric test against trend. Econometrica, Vol. 13, pp. 245–259.
- Mayer P.M., Reynolds S.K., McCutchen M.D., Canfield T.J. (2007): Meta-Analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers. Journal of Environment Quality. 36(4):1172.
- 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. In: Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.): Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, H. 79, Wien.
- Novotny V. (2003): Water Quality. Diffuse Pollution and Watershed Management. 2nd Ed., Wiley, New York.
- Parajka J., Merz R., Blöschl G. (2005): Regionale Wasserbilanzkomponenten für Österreich auf Tagesbasis. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 57(3–4):43–56.
- Parsons J.E., Daniels R.B., Gilliam J.W., Dillaha T.A. (1994): *Reduction in Sediment and Chemical Load from Agricultural Field Runoff by Vegetative Filter Strips*. Water Resources Research Institute of UNC Report 286, p. 75.
- Patty L., Rheal B., Gril J.J. (1997): *The use of grass buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water*. Pesticide Science 49: 243–251.
- Pearce R.A., Trlica M.J., Leininger W.C., Smith J.L., Frasier G.W. (1997): *Efficiency of grass buffer strips and vegetation height on sediment filtration in laboratory rainfall simulations*. Journal of Environmental Quality 26: 139–144.
- Roberts W.M., Stutter M.I., Haygarth P.M. (2012): *Phosphorus Retention and Remobilization in Vegetated Buffer Strips: A Review*. J. Environ. Qual. 41:389–399.

- Schwer C.B., Clausen J.C. (1989): *Vegetative filter treatment of dairy milkhouse wastewater*. J. Environ. Qual. 18:446–451.
- Sen P.K. (1968): Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. Journal of the American Statistical Association. Vol. 63 (324), pp. 1379–1389.
- Sheppard S.C., Sheppard M.I., Long J., Sanipelli B., Tait J. (2006): Runoff phosphorus retention in vegetated field margins on flat landscapes. Can. J. Soil. Sci. Can. J. Soil Science 86: 871-884.
- USDA-NRCS (2014): Soil Survey Field and Laboratory Methods. Manual. Soil Survey Investigations Report No. 51, Version 2.0.
- Soille P. (2004): Morphological Carving. Pattern Recognition Letters, 25(5):543–550.
- Strauß P., Auerswald K., Klaghofer E., Blum W.E.H. (1995): Erosivität von Niederschlägen: Ein Vergleich Österreich – Bayern. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landesentwicklung, 36(6):304–308.
- Syversen N. (1995): *Effect of vegetative filter strips on minimizing agricultural runoff in southern Norway*. In: Silkeborg D.K., Krenvang B., Svendsen L., Sibbesen E. (Eds.). Proceedings of the International Workshop. Neri report no. 178, pp. 19–31.
- Uusi-Kämpä J. (2008): *Evaluating vegetated buffer zones for phosphorus retention in cereal and grass production*. In: *NJF Report*, Nordic Association of Agricultural Scientists, 4 (4), pp. 68-73.
- Verstraeten G., Poesen J., Gillijns K., Govers G. (2006): *The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: An overestimated control measure?* Hydrological Processes. 20:4259–4267.
- Wenger S. (1999): *A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation*. Office of Public Service and Outreach, Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, GA.
- White M.J., Arnold J.G. (2009): *Development of a simplistic vegetative filter strip model for sediment and nutrient retention at the field scale*. Hydrol. Process. 23:1602–1616.
- wpa, BAW (2009): Abschätzung des Bodenabtrags in Österreich und Integration der Daten in die INVEKOS Datenbank. Technischer Bericht, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- wpa Beratende Ingenieure: Phosphataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberösterreich. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung. Wien, 2005.
- Yang F., Yang Y., Li H., Cao M. (2015): *Removal efficiencies of vegetation-specific filter strips on nonpoint source pollutants*. J. Ecol. Eng. 82: 145-158.
- Zessner M., Hepp G. (2014): Überlegungen zur Wirksamkeit der ÖPUL 2014 Maßnahme „Vorbeugender Oberflächengewässerschutz auf Ackerflächen“ zur Verringerung von Phosphoremissionen im Kontext von Einzugsgebieten. 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., 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, Gabriel, Kovacs, Kuderna, Schilling, Hochedlinger, Windhofer. Analyse der Wirkung von Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragspfaden für strategische Planungen. Endbericht. Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung. Wien, 2012.

ANHANG A

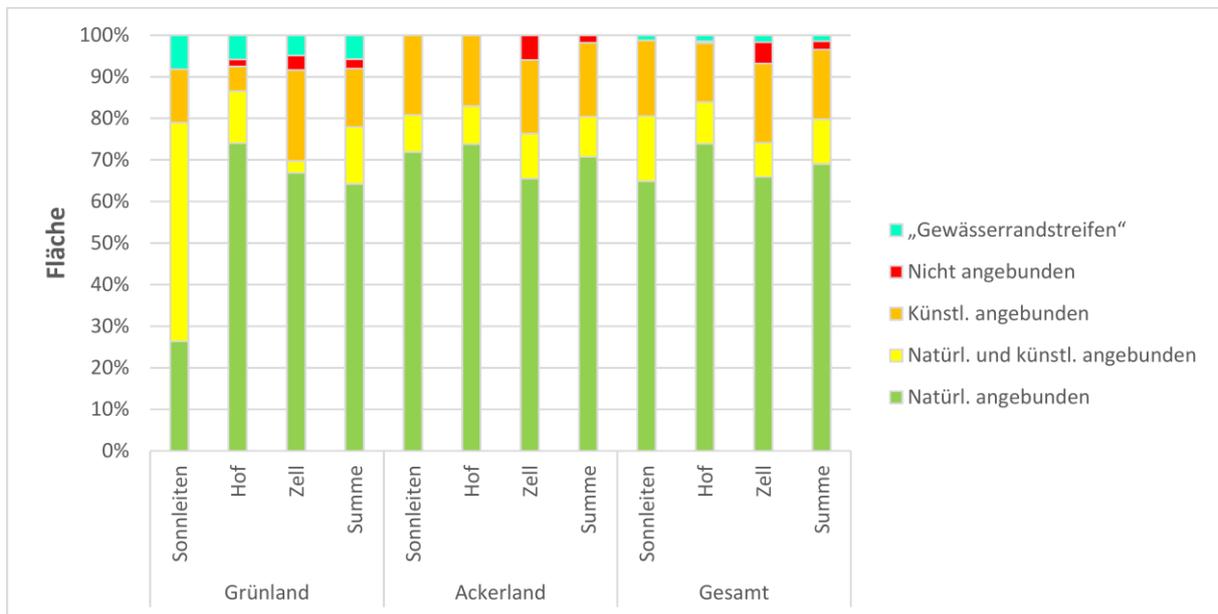


Abbildung: Prozentuelle Verteilung der Anbindungsarten der den kartierten Feldstücken zugehörigen Fläche

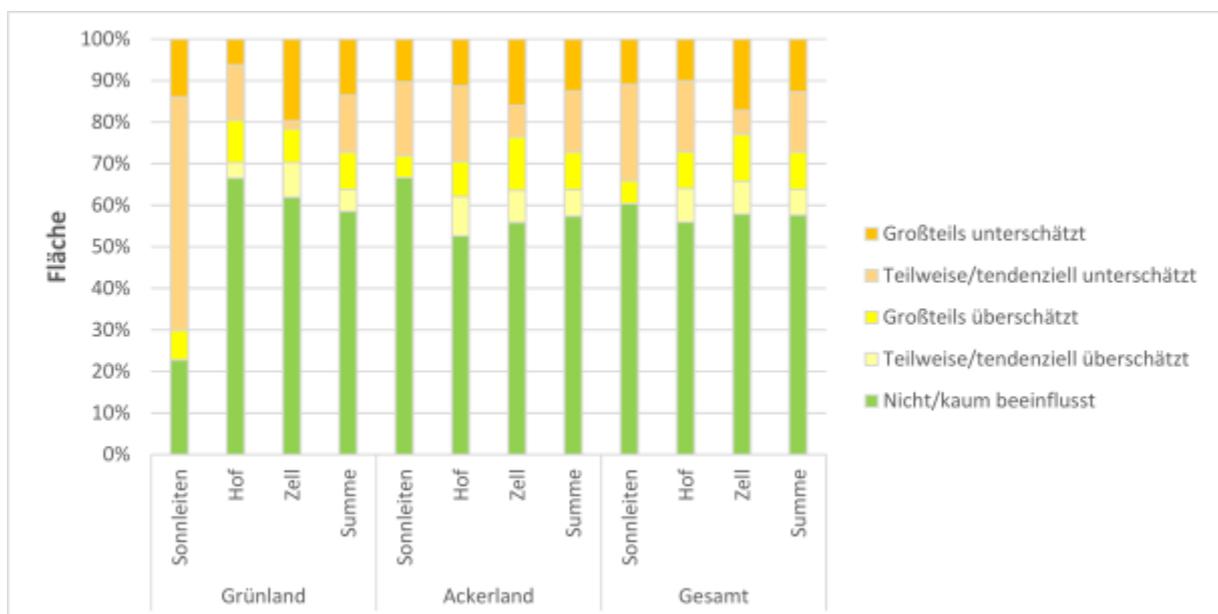


Abbildung: Prozentuelle Verteilung der Beeinflussungsgrade der den kartierten Feldstücken zugehörigen Fläche

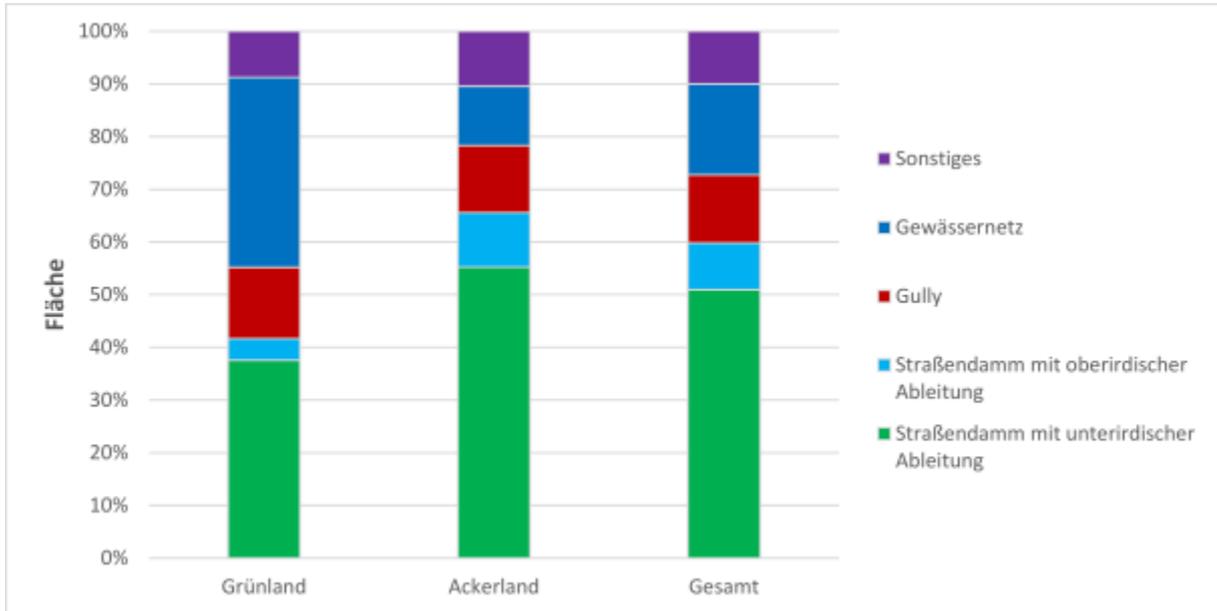


Abbildung: Prozentuelle Verteilung der Ursachen der Abflussbeeinflussungen der den kartierten Feldstücken zugehörigen Fläche

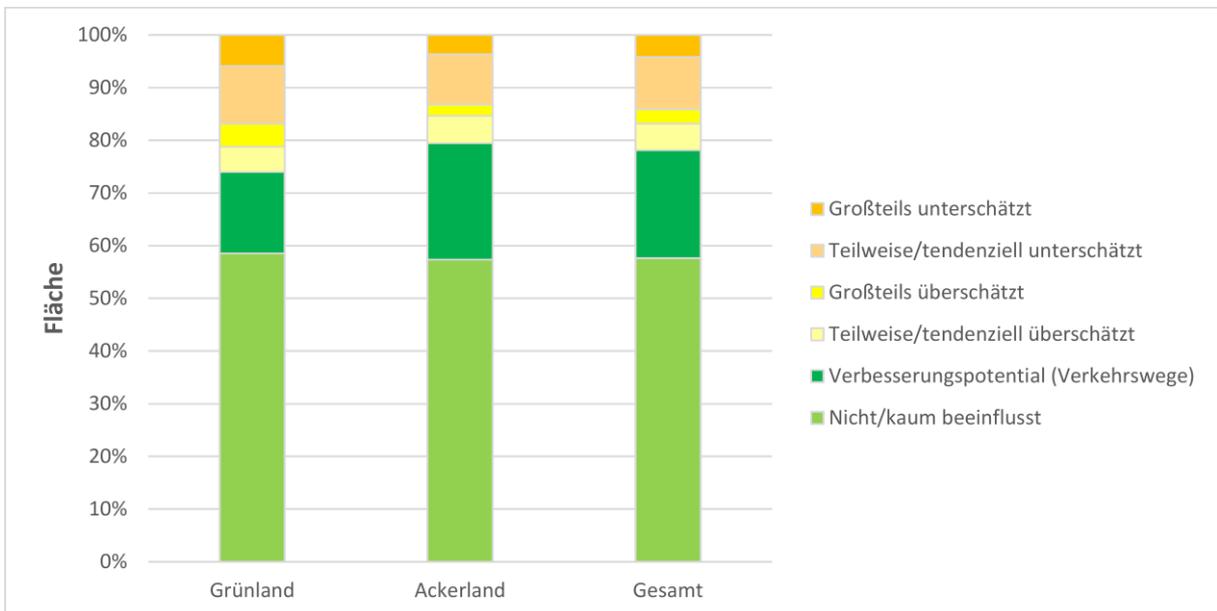


Abbildung: Prozentuelle Verteilung der Beeinflussungsgrade der den kartierten Feldstücken zugehörigen Fläche unter Berücksichtigung des Verbesserungspotentials bei Straßendämmen mit unterirdischer Ableitung

ANHANG B

Detaillierte Ergebnisse der Trendanalyse

Tabelle: Ergebnisse der Trendanalyse für den Zeitraum bis 2001 (1985-2000)

Fluss	Messstelle	Fluss Km	DIN			PO ₄ -P			Pges			PP		
			Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert
Ager	AIM 4173900001	32,9	3,7	0,6	< 0,05	n/a	n/a	n/a	- 0,5	- 6,9	< 0,001	n/a	n/a	n/a
	AIM 4171300008	31,2	11,4	1,4	< 0,001	- 0,4	- 2,3	> 0,05	- 2,3	- 6,2	< 0,001	- 1,0	- 10,2	< 0,001
	FW40710017	31,2	n/a	n/a	n/a									
	FW40710027	26,5	n/a	n/a	n/a									
	FW40710037	12,4	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4181100010	1,57	46,8	3,0	< 0,001	- 3,2	- 10,8	< 0,001	- 4,6	- 7,7	< 0,001	- 0,5	- 5,3	> 0,005
	FW40710047	0,85	n/a	n/a	n/a									
Aist	AIM 4112400008	6,0	n/a	n/a	n/a	- 1,5	- 2,8	> 0,05	0,2	0,3	> 0,05	- 0,4	- 2,0	> 0,005
	FW40917017	6,0	n/a	n/a	n/a									
Alm	AIM 4070700005	33,3	- 5,0	- 0,6	> 0,05	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40712017	22,26	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4180300001	4,75	- 6,7	- 0,5	> 0,05	n/a	n/a	n/a	- 0,1	- 1,8	> 0,05	n/a	n/a	n/a
	FW40712027	4,75	n/a	n/a	n/a									
Antiesen	AIM 4120400001	38,25	n/a	n/a	n/a	1,9	3,4	< 0,01	1,2	1,8	> 0,05	- 0,8	- 7,5	< 0,05
	AIM 4122700001	33,5	n/a	n/a	n/a	- 4,3	- 2,9	> 0,05	- 6,9	- 4,4	< 0,05	- 1,3	- 10,3	< 0,05
	AIM 4120300008	23,5	n/a	n/a	n/a									
	FW40505027	31,7	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4120300007	21,7	8,8	0,3	> 0,05	- 0,5	- 0,3	> 0,05	- 6,3	- 3,5	< 0,05	- 1,8	- 8,7	< 0,01

Fluss	Messstelle	Fluss Km	DIN			PO ₄ -P			Pges			PP		
			Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert
	AIM 4123300001	16,8	11,6	0,4	> 0,05	-4,0	-2,7	< 0,05	-7,3	-4,3	< 0,01	-1,3	-5,5	< 0,05
	AIM 4122400002	7,1	23,7	0,8	> 0,05	-3,3	-2,2	< 0,05	-6,8	-3,8	< 0,05	-0,8	-2,9	> 0,05
	FW40505037	4,1	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Aschach	AIM 4083100006	24,7	-75,8	-2,3	< 0,05	-9,7	-5,2	< 0,001	-10,3	-4,4	< 0,05	-2,0	-4,2	< 0,05
	AIM 4082400004	18,7	-57,0	-1,7	< 0,05	-2,9	-2,3	< 0,05	-4,6	-2,7	> 0,05	-0,9	-2,0	> 0,05
	AIM 4050600019	5,4	-96,2	-3,0	< 0,05	-2,5	-2,0	> 0,05	-3,6	-2,5	> 0,05	0,3	1,5	> 0,05
	FW40619016	0,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Dürre	AIM 4081800006	12,9	-42,5	-1,9	> 0,05	-1,7	-2,4	< 0,05	-1,8	-1,6	> 0,05	0,7	1,7	> 0,05
	AIM 4082000003	9,5	-37,2	-1,8	> 0,05	-7,8	-2,6	< 0,05	-9,2	-2,7	> 0,05	-2,4	-5,5	< 0,01
	AIM 4080300004	1,75	-85,1	-3,3	> 0,05	-11,0	-5,6	< 0,01	-10,6	-4,6	< 0,05	-1,9	-5,4	< 0,05
Enns	FW40814017	87,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40814027	32,96	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40814037	19,9	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40814047	2,7	0,6	0,04	> 0,05	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	AIM 4100500050	2,7	3,1	0,3	> 0,05	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Faule Aschach	AIM 4080300005	0,88	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Feldaist	AIM 4060200001	43,9	-65,1	-2,2	< 0,001	0,4	1,1	> 0,05	0,6	1,0	> 0,05	0,1	0,5	> 0,05
	AIM 4061500002	39,4	-79,2	-2,0	< 0,001	1,9	2,7	> 0,05	1,8	1,9	> 0,05	0,9	3,0	> 0,05
	AIM 4060100003	31,0	-99,9	-2,5	< 0,001	0,3	0,5	> 0,05	0,8	0,8	> 0,05	0,1	0,3	> 0,05
	AIM 4060900002	29,2	-72,3	-1,4	> 0,05	-25,5	-9,5	< 0,001	-28,1	-5,8	< 0,001	-2,0	-2,2	> 0,05
	AIM 4060700001	17,45	-73,4	-1,7	< 0,01	-7,7	-6,1	< 0,001	-8,9	-5,1	< 0,05	-1,9	-4,8	> 0,05
	AIM 4111800001	0,3	-61,5	-1,5	< 0,05	n/a	n/a	n/a	-6,8	-4,3	< 0,05	n/a	n/a	n/a
Große Mühl	AIM 4134100003	52,1	-4,2	-0,2	> 0,05	1,3	5,3	< 0,001	1,1	3,5	< 0,05	-0,1	-1,7	> 0,05
	AIM 4130800003	30,9	-11,9	-0,7	> 0,05	0,4	1,4	> 0,05	0,8	2,5	> 0,05	0,5	7,3	> 0,05

Fluss	Messstelle	Fluss Km	DIN			PO ₄ -P			Pges			PP		
			Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert
	AIM 4090700010	36,5	-52,9	-1,7	< 0,01	-6,7	-9,1	< 0,001	-5,2	-5,4	< 0,01	-0,6	-2,7	> 0,05
	FW40713037	13,0	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4101400010	12,8	-69,0	-1,3	< 0,05	-6,3	-10,3	< 0,001	-5,7	-7,6	< 0,001	0,2	1,8	> 0,05
	FW40713047	7,9-8,03	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4100200022	7,9	-57,8	-1,1	< 0,05	-4,6	-7,2	< 0,001	-3,4	-4,1	< 0,05	0,3	1,7	> 0,05
Kristeiner Bach	AIM 4100500056	6,6	n/a	n/a	n/a									
Mattig	FW40503017	25,1	n/a	n/a	n/a									
	FW40503027	18,1	n/a	n/a	n/a									
	FW40503037	1,93	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4043800002	1,93	-27,3	-1,4	< 0,05	0,7	1,8	> 0,05	-0,4	-0,9	> 0,05	-0,8	-8,5	< 0,05
Moosach	AIM 4043700011	1,25	n/a	n/a	n/a									
Mühlheimer	AIM 4042300014	1,7	-0,5	-0,02	> 0,05	1,7	3,8	< 0,05	-2,1	-3,8	> 0,05	-2,5	-22,4	< 0,05
Naarn	AIM 4060800002	49,85	-26,9	-1,5	< 0,05	0,7	6,9	< 0,001	-0,04	-0,05	> 0,05	-0,5	-6,6	< 0,05
	FW40918017	31,5	n/a	n/a	n/a									
	FW40918027	4,71	n/a	n/a	n/a									
Pesenbach	AIM 4160600028	3,9	n/a	n/a	n/a									
Pram	AIM 4082200001	47,65	-51,9	-2,0	< 0,01	-8,0	-5,5	< 0,001	-10,3	-6,3	< 0,01	-2,1	-11,2	> 0,05
	AIM 4141600001	39,5	-55,0	-2,0	> 0,05	-2,5	-1,6	> 0,05	-7,8	-4,2	> 0,05	-2,2	-8,0	< 0,05
	FW40506017	33,6	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4143000004	33,6	-39,0	-1,5	> 0,05	-1,9	-1,0	> 0,05	-2,9	-1,4	> 0,05	-1,6	-5,6	< 0,05
	AIM 4140200016	21,8	n/a	n/a	n/a									
	FW40506027	16,5	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4142600015	15,9	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4142600002	13,4	-18,6	-0,6	> 0,05	-1,0	-0,7	> 0,05	-6,0	-3,5	> 0,05	-2,9	-7,5	< 0,05
AIM 4141800002	6,6	-22,7	-0,7	> 0,05	-1,4	-1,1	> 0,05	-4,6	-2,8	> 0,05	-1,6	-4,3	< 0,05	

Fluss	Messstelle	Fluss Km	DIN			PO ₄ -P			Pges			PP		
			Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert
Steyr	FW40815017	16,53	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40815027	5,35	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	AIM 4020100003	0,08	- 3,8	- 0,4	> 0,05	n/a	n/a	n/a	- 0,2	- 2,6	> 0,05	n/a	n/a	n/a
Trattnach	AIM 4080700002	39,35	- 34,1	- 2,5	> 0,05	- 1,5	- 2,7	> 0,05	- 1,7	- 2,3	> 0,05	0,1	0,3	> 0,05
	AIM 4083300001	30,4	- 48,6	- 0,9	> 0,05	- 4,0	- 3,4	< 0,05	- 2,8	- 1,7	> 0,05	0,8	1,7	> 0,05
	AIM 4081100002	23,4	- 118,7	- 4,8	< 0,001	- 6,7	- 4,8	< 0,05	- 8,4	- 3,9	> 0,05	- 0,7	- 0,9	> 0,05
	AIM 4082700001	11,3	- 76,7	- 3,2	< 0,05	- 4,0	- 3,8	< 0,05	- 2,4	- 1,4	> 0,05	- 0,7	- 1,1	0,05
	AIM 4083200003	1,35	- 79,5	- 3,6	< 0,05	- 1,3	- 1,4	> 0,05	- 1,1	- 0,7	> 0,05	- 1,0	- 2,3	< 0,01
Traun	AIM 4071200004	130,93	7,2	1,4	> 0,05	n/a	n/a	n/a	- 0,002	- 0,02	> 0,05	- 0,02	- 0,5	> 0,05
	FW40709017	103,2	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709027	100,75	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709037	86,2-86,6	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709047	71,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	AIM 4070500007	71,0	- 5,4	- 0,7	< 0,001	n/a	n/a	n/a	- 0,7	- 8,4	< 0,001	n/a	n/a	n/a
	FW40709057	57,3	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709067	48,6	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709077	42,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709087	33,25	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709097	22,85	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709117	4,7	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	AIM 4010100183	4,7	14,9	0,8	< 0,01	- 0,9	- 5,9	< 0,01	- 1,4	- 3,9	< 0,001	- 0,8	- 6,9	< 0,05
Waldaist	AIM 4062000006	2,4	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a

Anm: n/a: nicht auswertbar. Statistische Signifikanz: $p < 0,05$ = signifikant; $p < 0,01$ = sehr signifikant; $p < 0,001$ = höchst signifikant. Statistisch signifikante Trends sind farbig hervorgehoben, wobei blau sinkenden und rot steigenden Trends entsprechen.

Tabelle: Ergebnisse der Trendanalyse für den Zeitraum ab 2001 (2001-2014)

Fluss	Messstelle	Fluss Km	DIN			PO ₄ -P			Pges			PP		
			Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert
Ager	AIM 4173900001	32,9	- 2,1	- 0,3	< 0,05	n/a	n/a	n/a	0,09	2,5	< 0,001	n/a	n/a	n/a
	AIM 4171300008	31,2	- 5,5	- 0,8	< 0,01	n/a	n/a	n/a	0,14	0,8	> 0,05	0,2	1,7	> 0,05
	FW40710017	31,2	n/a	n/a	n/a									
	FW40710027	26,5	n/a	n/a	n/a									
	FW40710037	12,4	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4181100010	1,57	- 8,2	- 0,5	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	1,1	3,0	< 0,001	1,1	3,9	< 0,01
	FW40710047	0,85	- 11,6	- 0,7	> 0,05	0,2	1,3	> 0,05	1,4	4,2	< 0,05	0,7	4,1	< 0,01
Aist	AIM 4112400008	6,0	- 18,7	- 0,7	> 0,05	- 0,7	- 1,6	< 0,01	2,6	2,5	< 0,01	2,5	4,4	< 0,001
	FW40917017	6,0	n/a	n/a	n/a									
Alm	AIM 4070700005	33,3	14,4	1,5	< 0,001	n/a	n/a	n/a	0,2	4,7	< 0,001	n/a	n/a	n/a
	FW40712017	22,26	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4180300001	4,75	11,5	0,8	< 0,001	n/a	n/a	n/a	0,2	1,8	> 0,05	n/a	n/a	n/a
	FW40712027	4,75	n/a	n/a	n/a									
Antiesen	AIM 4120400001	38,25	- 21,1	- 1,7	< 0,001	- 1,4	- 2,8	< 0,001	0,2	0,2	> 0,05	1,3	4,5	< 0,001
	AIM 4122700001	33,5	- 26,5	- 1,5	< 0,01	- 1,0	- 0,9	> 0,05	0,6	0,4	> 0,05	1,0	2,7	< 0,01
	AIM 4120300008	23,5	- 16,9	- 0,7	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	1,0	0,7	> 0,05	0,3	0,9	> 0,05
	FW40505027	31,7	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4120300007	21,7	- 35,1	- 1,4	< 0,01	0,0	0,0	> 0,05	1,5	0,8	> 0,05	1,1	2,2	< 0,05
	AIM 4123300001	16,8	- 26,4	- 1,0	< 0,05	0,7	0,6	> 0,05	1,5	0,9	> 0,05	1,1	2,2	< 0,05
	AIM 4122400002	7,1	- 27,9	- 1,0	< 0,05	- 0,2	- 0,2	> 0,05	1,7	0,9	> 0,05	1,8	3,1	< 0,01
FW40505037	4,1	- 14,5	- 0,5	> 0,05	0,8	0,6	> 0,05	0,6	0,3	> 0,05	0,6	1,0	> 0,05	
Aschach	AIM 4083100006	24,7	1,1	0,04	> 0,05	1,0	1,3	> 0,05	4,0	2,5	< 0,01	2,6	3,3	< 0,001

Fluss	Messstelle	Fluss Km	DIN			PO ₄ -P			Pges			PP		
			Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert
	AIM 4082400004	18,7	16,2	0,5	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	3,2	2,1	< 0,05	2,8	3,8	< 0,001
	AIM 4050600019	5,4	14,5	0,5	> 0,05	- 0,4	- 0,5	> 0,05	3,7	2,7	< 0,01	3,0	5,2	< 0,001
	FW40619016	0,0	n/a	n/a	n/a									
Dürre	AIM 4081800006	12,9	9,9	0,5	> 0,05	0,5	0,9	> 0,05	5,1	3,9	< 0,001	3,9	5,2	< 0,001
	AIM 4082000003	9,5	43,7	2,1	< 0,05	2,2	1,9	< 0,01	10,1	4,8	< 0,001	4,6	5,1	< 0,001
	AIM 4080300004	1,75	5,2	0,2	> 0,05	1,8	2,0	< 0,05	5,7	3,5	< 0,001	2,3	3,3	< 0,001
Enns	FW40814017	87,0	n/a	n/a	n/a									
	FW40814027	32,96	n/a	n/a	n/a									
	FW40814037	19,9	n/a	n/a	n/a									
	FW40814047	2,7	n/a	n/a	n/a									
	AIM 4100500050	2,7	0,4	0,04	> 0,05	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Faule Aschach	AIM 4080300005	0,88	- 21,6	- 0,8	> 0,05	0,4	0,6	> 0,05	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Feldaist	AIM 4060200001	43,9	- 35,8	- 1,6	< 0,001	- 1,0	- 4,0	< 0,001	- 0,5	- 0,7	> 0,05	2,4	5,8	< 0,001
	AIM 4061500002	39,4	- 17,6	- 0,6	> 0,05	- 1,0	- 3,1	< 0,001	1,2	1,5	> 0,05	2,8	5,5	< 0,001
	AIM 4060100003	31,0	4,4	0,1	> 0,05	- 0,9	- 2,1	< 0,01	1,8	2,1	> 0,05	2,9	6,5	< 0,001
	AIM 4060900002	29,2	- 136,5	- 3,2	< 0,001	- 4,9	- 4,8	< 0,001	- 4,6	- 2,4	< 0,01	2,2	2,6	> 0,05
	AIM 4060700001	17,45	- 62,5	- 1,7	< 0,001	- 2,0	- 3,2	< 0,001	- 0,6	- 0,5	> 0,05	2,2	3,6	< 0,001
	AIM 4111800001	0,3	- 45,4	- 1,3	< 0,001	- 2,5	- 3,5	< 0,001	- 0,4	- 0,3	> 0,05	2,6	4,4	< 0,001
Große Mühl	AIM 4134100003	52,1	- 10,7	- 0,7	< 0,05	- 0,1	- 0,4	> 0,05	2,0	3,6	< 0,001	2,4	7,6	< 0,001
	AIM 4130800003	30,9	- 1,9	- 0,1	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	2,2	3,8	< 0,001	2,2	6,5	< 0,001
	AIM 4130700002	21,8	- 0,7	- 0,04	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	2,2	3,6	< 0,001	2,3	5,9	< 0,001
	AIM 4130400005	14,0	- 0,2	- 0,01	> 0,05	- 0,1	- 0,5	> 0,05	2,4	3,2	< 0,001	2,1	4,4	< 0,001

Fluss	Messstelle	Fluss Km	DIN			PO ₄ -P			Pges			PP		
			Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert
	AIM 4143000004	33,6	- 38,4	- 1,6	> 0,05	- 1,2	- 0,8	> 0,05	1,5	0,7	> 0,05	3,8	4,9	< 0,001
	AIM 4140200016	21,8	- 24,5	- 0,9	> 0,05	- 1,1	- 0,8	> 0,05	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40506027	16,5	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	AIM 4142600015	15,9	- 17,1	- 0,5	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	5,6	3,1	< 0,001	4,6	5,8	< 0,001
	AIM 4142600002	13,4	- 25,0	- 0,8	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	4,8	2,6	< 0,01	4,6	6,0	< 0,001
	AIM 4141800002	6,6	- 17,9	- 0,6	> 0,05	0,3	0,3	> 0,05	5,3	2,8	< 0,001	4,2	4,8	< 0,001
Steyr	FW40815017	16,53	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40815027	5,35	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	AIM 4020100003	0,08	- 0,2	- 0,02	> 0,05	n/a	n/a	n/a	0,2	1,6	> 0,05	0,1	1,2	> 0,05
Trattnach	AIM 4080700002	39,35	- 4,7	- 0,4	> 0,05	- 1,6	- 4,0	< 0,001	- 0,7	- 1,1	> 0,05	1,6	6,1	< 0,01
	AIM 4083300001	30,4	- 5,4	- 0,3	> 0,05	- 0,6	- 0,7	> 0,05	2,3	1,7	> 0,05	1,6	3,6	> 0,05
	AIM 4081100002	23,4	- 4,4	- 0,2	> 0,05	0,7	0,7	> 0,05	3,7	2,5	> 0,05	2,2	4,7	> 0,05
	AIM 4082700001	11,3	- 13,0	- 0,6	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	3,7	2,7	< 0,05	3,6	7,1	< 0,01
	AIM 4083200003	1,35	- 14,4	- 0,7	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	3,2	2,5	< 0,05	3,6	6,8	< 0,001
Traun	AIM 4071200004	130,93	0,7	0,1	> 0,05	n/a	n/a	n/a	- 0,03	- 0,2	> 0,05	- 0,1	- 0,8	> 0,05
	FW40709017	103,2	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709027	100,75	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709037	86,2-86,6	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709047	71,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	AIM 4070500007	71,0	- 0,3	- 0,04	> 0,05	n/a	n/a	n/a	0,1	2,7	< 0,05	n/a	n/a	n/a
	FW40709057	57,3	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709067	48,6	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709077	42,0	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709087	33,25	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709097	22,85	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
	FW40709117	4,7	- 17,7	- 1,0	< 0,05	0,0	0,0	> 0,05	0,3	1,2	> 0,05	0,3	2,1	> 0,05

Fluss	Messstelle	Fluss Km	DIN			PO ₄ -P			Pges			PP		
			Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert	Trend [µg l ⁻¹ a ⁻¹]	Trend [% a ⁻¹]	p Wert
	AIM 4010100183	4,7	- 10,4	- 0,6	> 0,05	0,0	0,0	> 0,05	0,6	2,8	< 0,05	0,7	6,0	< 0,05
Waldaist	AIM 4062000006	2,4	- 3,4	- 0,2	> 0,05	0,2	1,2	< 0,01	2,1	4,1	< 0,001	1,7	4,8	< 0,001

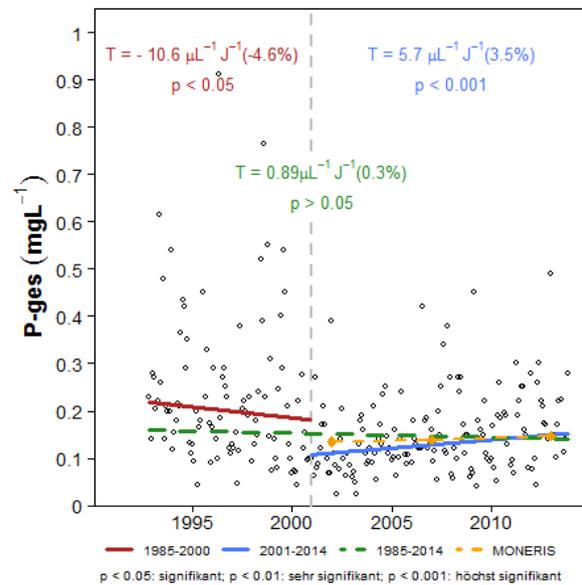
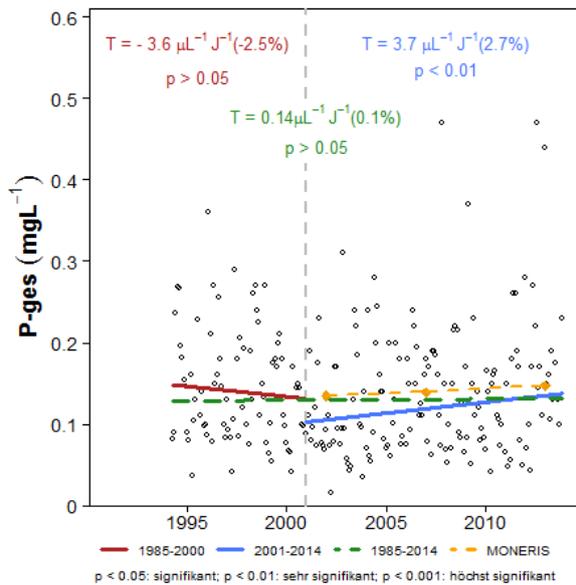
Anm: n/a: nicht auswertbar. Statistische Signifikanz: $p < 0,05$ = signifikant; $p < 0,01$ = sehr signifikant; $p < 0,001$ = höchst signifikant. Statistisch signifikante Trends sind farbig hervorgehoben, wobei blau sinkenden und rot steigenden Trends entsprechen.

ANHANG C

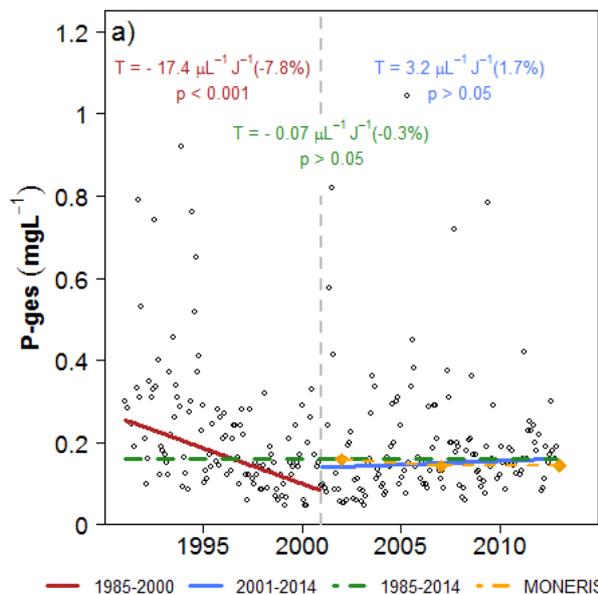
Trendanalyse und Modellergebnisse

Pges

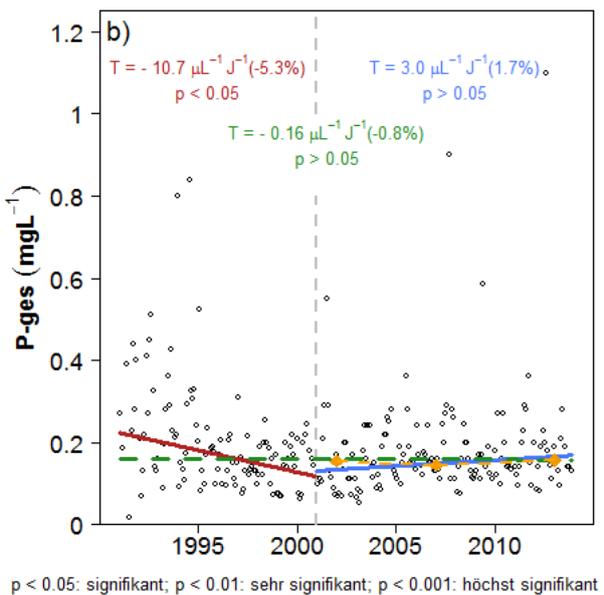
Aschach (signifikant steigend von 2001-2013) Dürre Aschach (signifikant steigend von 2001-2013)



Gusen (kein signifikanter Trend)

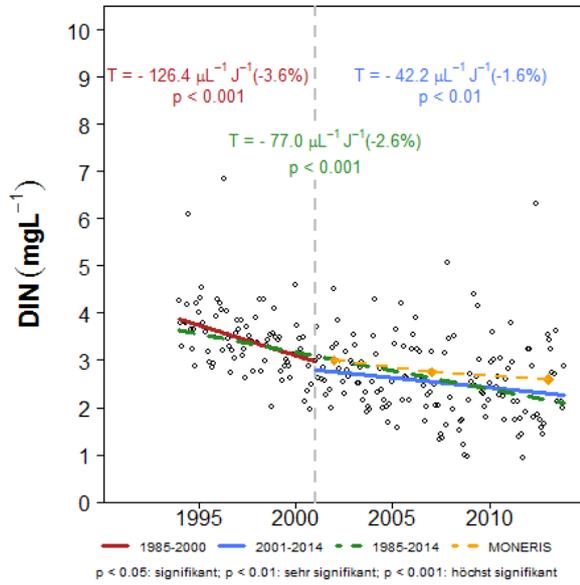


Gusen (kein signifikanter Trend)

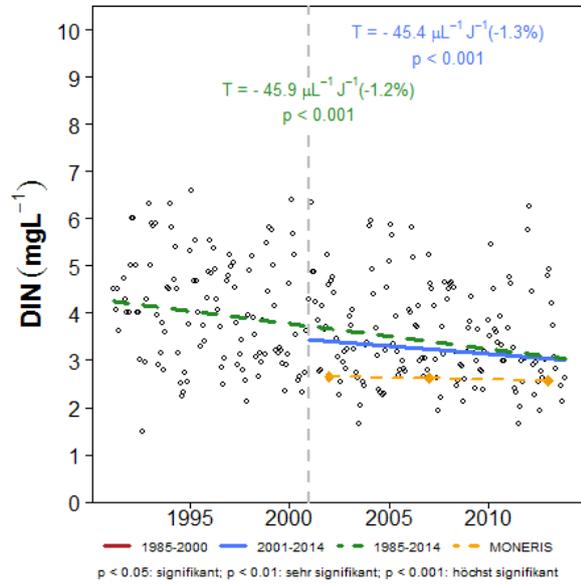


DIN

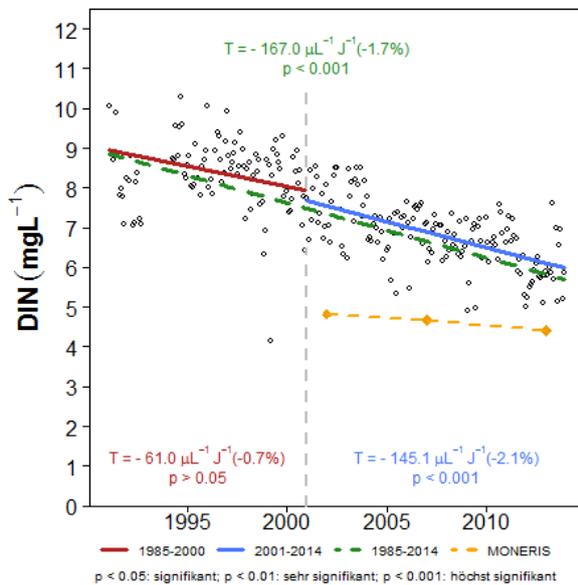
Innbach (signifikant fallend)



Feldaist 1580 (signifikant fallend)



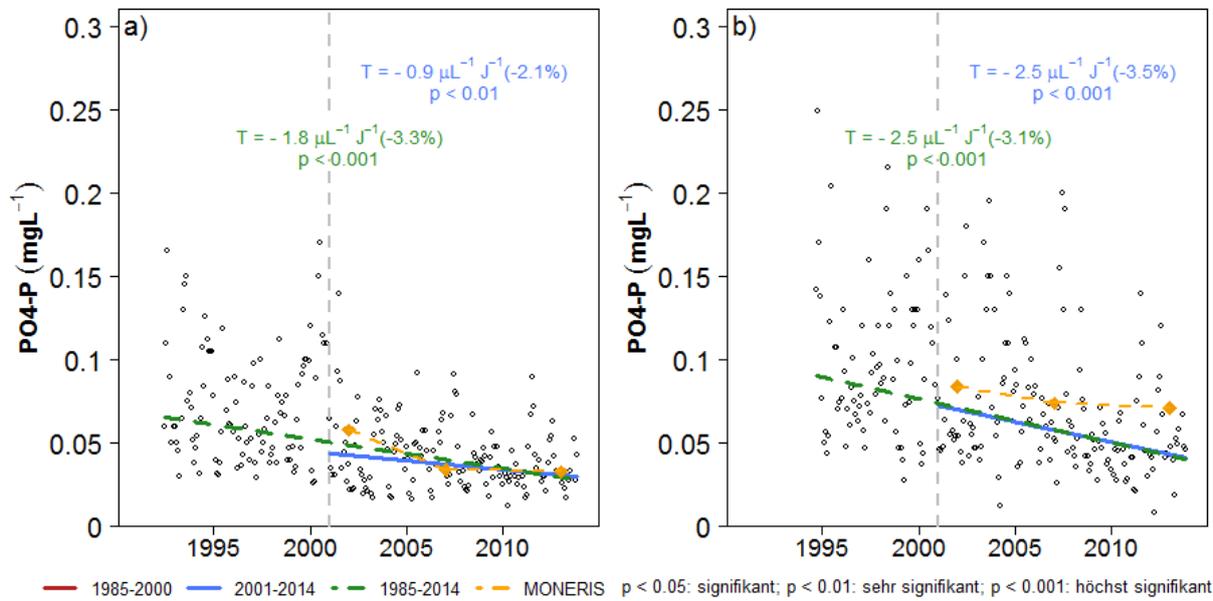
Ipfbach (signifikant fallend)



PO₄-P

Feldaist (1570)

Feldaist (1580)



Innbach

