

STOBIMO Spurenstoffe - Kurzfassung

Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene



STOBIMO Spurenstoffe

Stoffbilanzmodellierung für Spurenstoffe auf Einzugsgebietsebene

Wien, November 2019

Impressum

Medieninhaber, Verleger und Herausgeber:

Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Stubenring 1, 1010 Wien

Autorinnen und Autoren: Arabel Amann, Manfred Clara, Oliver Gabriel, Gerald Hochedlinger, Monika Humer, Franko Humer, Steffen Kittlaus, Sandra Kulcsar, Christoph Scheffknecht, Helene Trautvetter, Matthias Zessner, Ottavia Zoboli.

Projektmitarbeit: Marianne Bertine Broer, Arkin Darici, Rainer Florineth, Markus Gruber-Brunhumer, Walter Hämmerle, Helmut König, Norbert Lerchster, Wolfgang Moche, Ernis Saracevic, Zdravka Saracevic, Kristina Schaufler, Monika Schmieder, Yvonne Spira.

Karten: Thomas Rosmann, Irene Zieritz, Steffen Kittlaus.

Gesamtumsetzung: die Autoren

Titelbild: Regenwassereinleitung in Hard (Vorarlberg), © Steffen Kittlaus.

Wien, 2019. Stand: 11. September 2020

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundeskanzleramtes und der Autorin/des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin/des Autors dar und können der Rechtssprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgehen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an service@bmnt.gv.at.

1 Kurzfassung

1.1 Einleitung

Mit Einführung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EWG) werden Spurenstoffe in die Gewässerzustandsbewertung einbezogen, wobei vor allem prioritäre Stoffe und national relevante Stoffe (sonstige Stoffe oder sogenannte „river basin specific pollutants, RBSP“) hervorzuheben sind. Bei **Verfehlung eines Zielzustandes** haben sich bisher die Überlegungen zu möglichen Maßnahmen zumeist auf punktuelle, kontinuierliche Einleitungen wie die Abläufe kommunaler Kläranlagen bezogen. Stoff- und regionalspezifisch sind daneben jedoch auch andere, oft diffuse Eintragspfade von großer Relevanz.

Die vorliegende Studie untersucht für Österreich auf Ebene von Gewässereinzugsgebieten die Herkunft ausgewählter anorganischer (Cadmium, Blei, Nickel, Quecksilber, Kupfer und Zink) und organischer Spurenstoffe (Perfluoroktansulfonsäure PFOS, Perfluorooctansäure PFOA, Dibutylzinnverbindungen DBT, Tributylzinnverbindungen TBT, polybromierte Diphenylether PBDE und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK₁₆). Ein wesentlicher Aspekt bei der Stoffauswahl war die Berücksichtigung **ubiquitärer persistenter bioakkumulierender und toxischer Stoffe** (uPBTs). Viele dieser Stoffe weisen eine ausgeprägte Toxizität auf und sind daher mit sehr niedrigen Umweltqualitätsnormen (UQN) versehen. Diese Stoffe bzw. Stoffgruppen zeichnen sich zudem durch ein unterschiedliches Umweltverhalten aus und sind von unterschiedlicher Relevanz in den verschiedenen berücksichtigten Eintragspfaden.

Methodisch orientiert sich diese Studie an einer **pfadorientierten Emissionsmodellierung** wie sie im europäischen Leitfaden zum Emissionsinventar (EC, 2012) vorgeschlagen wird. Zunächst wurde ein zielgerichtetes Monitoring umgesetzt, um bestehende Datenlücken zum Gehalt von Spurenstoffen in unterschiedlichen, für einen Gewässereintrag relevanten, Umweltkompartimenten, bestmöglich zu schließen bzw. eine ausreichende Datenbasis zu schaffen. Gemeinsam mit anderen in Österreich laufenden Monitoringprogrammen und Literaturdaten konnte ein umfassendes Inventar der Konzentrationen ausgewählter Stoffe in diversen Umweltkompartimenten zusammengestellt werden.

Ausgehend von diesem **Konzentrationsinventar** wurde für die ausgewählten Stoffe mit Hilfe des Modells MoRE eine regionalspezifische Emissionsmodellierung auf Ebene von 754 Teileinzugsgebiete durchgeführt. Nach Plausibilitätsprüfung wurden die Modellergebnisse unter Berücksichtigung von Modellunsicherheiten genutzt, um eine österreichweite

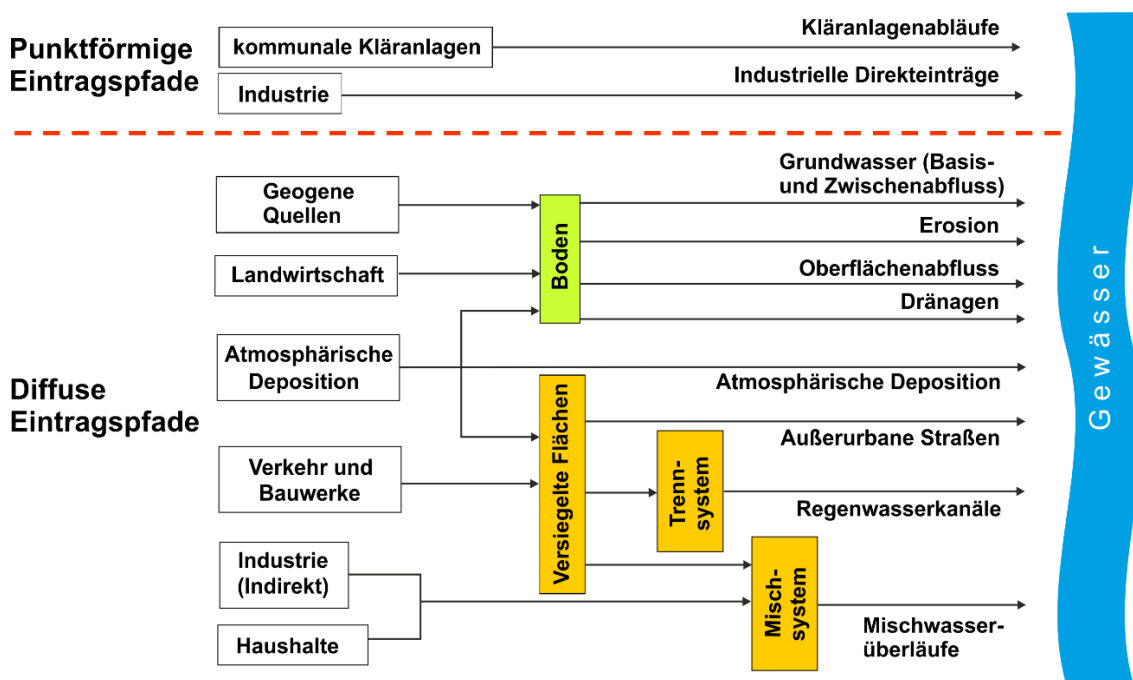
Risikoplananalyse in Hinblick auf eine potentielle Verfehlung von Umweltqualitätsnormen, eine **regionalspezifische Pfadanalyse** zur Identifikation relevanter Eintragungspfade und eine **Szenarienanalyse** zur Abschätzung der Wirksamkeit ausgewählter Maßnahmen durchzuführen. Zusätzlich zur Modellierung von Eintragungspfaden für die Belastung von Gewässern wurden im Zuge des Projektes auch Einträge in Böden quantifiziert und die relevanten Einträge auf Ebene von Flusseinzugsgebieten dargestellt, da sich Böden über unterschiedlichen Eintragungspfade (Oberflächenabfluss, Erosion sowie Basis- und Zwischenabfluss) als wesentliche Herkunftsbereiche für Einträge in Gewässer erwiesen haben.

1.2 Modellimplementierung und Daten

1.2.1 Modelwerkzeug – MoRE

„Modeling of Regionalized Emissions“ (MoRE) ist ein Modell zur regionalisierten Pfadanalyse von Stoffeinträgen in Oberflächengewässer. Die Stoffeinträge verschiedener Quellen über verschiedene Eintragungspfade werden mithilfe empirischer Ansätze berechnet. Die in MoRE berücksichtigten Eintragungspfade sind in Abbildung 1 dargestellt.

Abbildung 1: Berücksichtigte Abflusskomponenten und Eintragungspfade (modifiziert nach Fuchs et al., 2010).



Quelle: Fuchs et al. (2010)

Das Modell rechnet die Emissionen über **unterschiedliche Eintragspfade** in Jahresschritten für hydrologische Teileinzugsgebiete. Unter Berücksichtigung der Retention (Sedimentation oder Abbau/Ausgasung) von Stoffen können für jedes Teileinzugsgebiet am Gebietsauslass eine Stofffracht im Gewässer berechnet werden. Eine **Plausibilitätsprüfung** der modellierten Gewässerfrachten ist anhand eines Vergleichs mit den aus Beobachtungen gewonnenen Frachten möglich.

1.2.2 Gebietsabgrenzung und Gewässermonitoring

Die Abgrenzung der MoRE Teileinzugsgebiete ist eine wesentliche Grundlage für alle Berechnungsschritte im Modell. Auf Ebene dieser **Einzugsgebiete** erfolgen die Modellierungen der stofflichen Einträge. Anhand der hierarchischen Gliederung der Teileinzugsgebiete in einem sogenannten Abflussbaum können unterschiedliche Emissionsfrachten einzelner Teileinzugsgebiete auf größere Einzugsgebietsebenen aggregiert und die aus Fracht, Abfluss und Retentionsprozessen resultierenden Konzentrationen berechnet werden. Insgesamt umfasst das **Modellgebiet** unter Berücksichtigung wesentlicher Zubringer 894 Teileinzugsgebiete, davon 754 in Österreich (siehe Kapitel 4.1). Der Zufluss, die Stofffrachten und -konzentrationen der Donau oberhalb des Inn werden anhand von bestehenden Daten ausgewertet und an das Modell übergeben. Das Inneinzugsgebiet wurde zur Gänze in das Modellgebiet integriert. Um den Einfluss kleinerer ausländischer Zubringer bzw. ausländischer Anteile österreichischer Flusseinzugsgebiete im Modell abzubilden wurden für 14 kleinere Zubringereinzugsgebiete ebenfalls die Einzugsgebietsflächen abgegrenzt. Die Einzugsgebietsanteile der March- und der Thaya, die durch ein häufiges Verlassen des österreichischen Territoriums und späteren Wiedereintritt gekennzeichnet sind, wurden nicht abgegrenzt und werden deshalb in der Modellierung nicht berücksichtigt.

Mit Ausnahme von Zink, Kupfer und zum Teil Nickel und Blei sind die Ergebnisse des nationalen Gewässergüte Messnetzes (GZÜV) nur bedingt für die Plausibilitätsprüfung (Pegelabgleich) der Spurenstoffmodellierung geeignet, da für die anderen Stoffe entweder keine Messdaten vorliegen oder die Messergebnisse häufig unter der Nachweisgrenze der verwendeten analytischen Verfahren liegen. Daher wurden im Zuge des STOBIMO-Projektes in sieben über Österreich verteilten Untersuchungsgebieten neben dem **Monitoring unterschiedlicher Eintragspfade** auch die **Gewässerfrachten** für die im Projekt betrachteten Stoffe erhoben. Von Seiten des BMNT wurde zusätzlich in den fünf größten Flüssen Österreichs (Donau, Inn, Drau, Mur und Salzach) sowie der Zaya ein spezifisches Messprogramm mit erhöhter Analysengenauigkeit durchgeführt, um auch Spurenstoffe in geringen Konzentrationen erfassen zu können. Monitoringdaten dieser Messstellen konnten in weiterer Folge für den Pegelabgleich der Modellierung genutzt werden.

1.2.3 Daten, Datenauswertung und Behandlung von Unsicherheiten

Als **Basisdaten** für die Modellierung dienen jene Informationen, die über mehr oder weniger komplexe Berechnungsschritte und Verschneidungen aggregiert auf Teileinzugsgebietsebene in das Modell Eingang finden und keine Stoffkonzentrationen oder stoffspezifische Umsatz- bzw. Abtragsraten sind. Dazu gehören einfach zu ermittelnde morphologische Daten, wie die mittlere Gebietshöhe und das mittlere Gefälle eines Teileinzugsgebietes oder Informationen zu Landnutzung und Hydrologie ebenso, wie z.B. die aus komplexen Berechnungsmethoden abgeleiteten Bodenabträge von landwirtschaftlichen oder anderen Flächen. Die erforderlichen Basisdaten wurden aus einer Vielzahl unterschiedlicher Datensätze zusammengestellt und auf Ebene der Projektteileinzugsgebiete aggregiert. Eine detaillierte Zusammenstellung ist Kapitle 4.4.3 des Projektberichtes zu entnehmen.

Die Stoffkonzentrationen unterschiedlicher Spurenstoffe sind für die Emissionsmodellierung von zweifacher Bedeutung:

- (i) Konzentrationen in den Eintragspfaden werden als Modellvariablen für die Berechnung der Emissionen über den jeweiligen Eintragspfad genutzt,
- (ii) Konzentrationen in den Fließgewässern dienen der Berechnung von Gewässerfrachten und damit dem Pegelabgleich zwischen modellierten und beobachteten Gewässerfrachten.

Um für die verschiedenen Eintragspfade **stoffspezifische Eingangsdaten** (Frachten, Konzentrationen, Oberflächenpotentiale, Raten) zu erhalten oder zu verdichten und Gewässerfrachten für den Pegelabgleich zu ermitteln, wurde im Rahmen des Projektes eine umfangreiche Beprobungskampagne verschiedener Umweltkompartimente in ausgewählten über Österreich verteilten Untersuchungsgebieten durchgeführt. Die Messwerte wurden mit Literaturwerten und anderen verfügbaren Datensätzen verglichen und komplettiert. Schließlich wurde aus allen verfügbaren Daten ein möglichst plausibler Eingangsdatensatz für das Modell erstellt. Um für die regionalspezifische Modellierung möglichst gute Eingangsdaten zu gewinnen, wurden soweit möglich räumlich differenzierte (regionalisierte) oder übertragbare, klassifizierte Datensätze erzeugt. Im Einzelnen wurden Daten zu Stoffkonzentrationen in der Deposition, die auch für den Oberflächenabfluss herangezogen wurden, im Grundwasser, die ebenfalls für Drainagen veranschlagt wurden, im Oberbodens (Wald, Grünland, Acker) für die Erosionsberechnung, in Gesteinen (Gebirge, Gletschern) für den Stoffeintrag aus Verwitterung von offenen Flächen, in Emissionen aus Trennkanälen und Mischwasserüberläufen sowie in Abläufen von kommunalen Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern erhoben und für die Modellierung genutzt.

Bei Spurenstoffen besteht bei Messwerten häufig das Problem, dass die Umweltkonzentrationen im Grenzbereich dessen liegen, was die Analytik erfassen kann: Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) oder Nachweisgrenze (NG) treten in den Datensätzen häufig auf, und der Umgang damit beeinflusst die Ergebnisse, welche auf Grundlage dieser Datensätze berechnet werden. Um den Einfluss dieser und anderer **Unsicherheiten** auf die Modellergebnisse quantitativ berücksichtigen zu können, wurden drei Arten der Auswertung herangezogen, die dann auch für drei **unterschiedliche Varianten** für die Emissionsmodellierung genutzt wurden:

Basisvariante:

- Wenn Messwerte unterhalb der BG vorlagen, wurde mit dem Mittelwert von Minimal- und Maximalvariante gerechnet.
- Wenn der Datensatz nicht durch Werte < BG beeinflusst war, wurde der Median oder der Mittelwert der Werte verwendet.

Minimalvariante:

- Wenn Messwerte unterhalb der BG vorlagen, wurde folgendermaßen gerechnet:
 - Für Werte < NG wurde mit 0 gerechnet
 - Für Werte < BG wurde mit der NG gerechnet.
- Wenn der Datensatz nicht durch Werte < BG beeinflusst war, wurde das 25. Perzentil der Werte verwendet.

Maximalvariante:

- Wenn Messwerte unterhalb der BG vorlagen, wurde folgendermaßen gerechnet:
 - Für Werte < NG wurde mit der NG gerechnet
 - Für Werte < BG wurde mit der BG gerechnet.
- Wenn der Datensatz nicht durch Werte < BG beeinflusst war, wurde das 75. Perzentil der Werte verwendet.

Eine detaillierte Beschreibung und Begründung der der gewählten Konzentrationen für die unterschiedlichen Varianten enthält Kapitel 5.3.2.

1.2.4 Modellauswertung

Für eine **Plausibilitätsprüfung** des Modells werden die mit MoRE berechneten Gewässerfrachten mit aus Gewässermessdaten berechneten Frachten verglichen. Dabei wurden einerseits die im Zuge der vorliegenden Untersuchungen gemessenen Konzentrationsdaten verwendet und andererseits aus den für die GZÜV erhobenen Messdaten, soweit sie aufgrund der verwendeten Analysengenauigkeit geeignet waren, Frachten berechnet. Um die Passgenauigkeit des Frachtvergleiches nicht nur visuell, sondern auch quantitativ vergleichen zu können, wurden jeweils zwei Modellgüteparameter (Nash-Sutcliffe-Modelleffizienz (NSE) modifizierte NSE (mNSE)) berechnet. NSE und mNSE können

in einem Wertebereich von $-\infty$ bis 1 liegen. Werte nahe 1 bedeuten eine gute Modellgüte, Werte ≤ 0 bedeuten, dass das Modell eine schlechtere Vorhersage liefert als der Mittelwert.

Für eine **Risikoanalyse** wurde in einem ersten Schritt für jedes Teileinzugsgebiet und jede Modellvariante ein Risikoquotient berechnet. Dieser ergibt sich aus dem Quotient aus modellierter Gewässerkonzentration und Umweltqualitätsnorm:

$$RQ = \frac{C}{JD_UQN}$$

mit RQ : Risikoquotient, C : mittlere modellierte Jahreskonzentration, JD_UQN : Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm.

Für Quecksilber ist die Anreicherung über die Nahrungskette der kritische Expositionspfad und dementsprechend ist eine Biota-UQN vorgegeben. Verbruggen et al. (2015) haben aus der Biota-UQN eine Wasser-UQN von $0,00007 \mu\text{g/L}$ abgeleitet. Diese wurde hier für den Vergleich mit den modellierten Fließgewässerkonzentrationen herangezogen. Für PBDE wurde in ähnlicher Weise vorgegangen. Für PFOS sind UQN sowohl für Wasser als auch in Biota definiert. Für die Risikobewertung wurde die wasserbezogene UQN verwendet. Verschiedene Vergleiche deuten darauf hin, dass die wasserbezogene UQN im Vergleich zur Biota UQN ein strengeres Schutzniveau darstellt.

In einem zweiten Schritt wurde eine kombinierte Bewertung umgesetzt, die Ergebnisse der drei Modellvarianten gewichtet und verknüpft. Dazu wurden die Ergebnisse der Bewertung zuerst nach den folgenden Kriterien in Klassen eingeteilt:

- Klasse 1 – Wert 0, wenn $RQ \leq 1$,
- Klasse 2 – Wert 0,5, wenn $1 < RQ \leq 5$
- Klasse 3 – Wert 1, wenn $RQ > 5$

Die Klassengewichte für die drei Varianten wurden je Untersuchungsgebiet gemittelt. Aus diesen gewichteten Jahreswerten der sechs Jahre wurde ein Mittelwert bestimmt, der zwischen null und eins schwankt. Ein RQ kleiner eins in allen drei Varianten ergibt in der kombinierten Bewertung den Wert null, wohingegen hohe RQ-Werte über fünf zu den höchsten Werten führen. Ab einem Bewertungsergebnis von 0,17 ist der RQ bereits in der Basisvariante überschritten und ab einem gewichteten Bewertungsergebnis von 0,50 wird auch für die Minimalvariante ein RQ größer eins berechnet. Ausgehend von dieser Bewertung werden die Ergebnisse in 5 Risikoklassen eingeteilt:

- Ergebnis 0 => kein Risiko
- Ergebnis > 0 - < 0,17 => geringes Risiko
- Ergebnis 0,17 - < 0,5 => mittleres Risiko
- Ergebnis 0,5 - < 0,83 => hohes Risiko
- Ergebnis $\geq 0,83$ => sehr hohes Risiko

Für eine **Szenarienanalyse** wurden in vier unterschiedlichen Szenarien Maßnahmen definiert und deren Wirksamkeit abgeschätzt. Anschließend wurde die Basisvariante der Emissionsmodellierung genutzt, um die Effektivität einer Umsetzung der jeweiligen Maßnahme auf Ebene der betrachteten Teileinzugsgebiete abzuschätzen. Im Folgenden sind die vier gewählten Szenarien kurz dargestellt:

Szenario 1: Weitergehende Abwasserreinigung

Vor allem in Zusammenhang mit Arzneimittelwirkstoffen wird derzeit in Europa die Forderung nach einer weitergehenden Abwasserreinigung mittels Oxidation (z.B. Ozon) oder Adsorption (z.B. Aktivkohle) diskutiert. Szenario 1 behandelt daher Maßnahmen bei kommunalen Kläranlagen, wobei unterschiedliche Fälle berücksichtigt werden:

- Szenario 1a: Oxidationsstufe (Ozonierung) für kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von 100.000 EW oder darüber.
- Szenario 1b: Adsorptionsstufe (Aktivkohle) für kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von 100.000 EW oder darüber.
- Szenario 1c: Oxidationsstufe (Ozonierung) für kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von 50.000 EW oder darüber.
- Szenario 1d: Adsorptionsstufe (Aktivkohle) für kommunale Kläranlagen mit einer Kapazität von 50.000 EW oder darüber.

Szenario 2: Verbesserung der Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem

Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen können wesentliche Eintragspfade für Spurenstoffe in die Gewässer sein. Die Vorgabe eines Feststoffrückhalts vor der Einleitung könnte zu einer Verringerung der Emissionen über Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen führen. Zur Bewertung bzw. Quantifizierung des möglichen Spurenstoffrückhaltes aufgrund eines verbesserten Feststoffrückhaltes werden die Trockenmassegehalte sowie die Festflüssig Verteilungskoeffizienten für Misch- und Niederschlagswasser aus Trennkanalisationen verwendet.

Szenario 3: Verringerung der Einträge von Quecksilber und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen über die Atmosphäre.

Für einige Stoffe (insbesondere Quecksilber und PAK) ist der Eintrag über die Atmosphäre auf Böden, versiegelte Flächen und Wasserflächen von größter Bedeutung. Hier können nur Maßnahmen, die die Emissionen in die Atmosphäre verringern zu einer Verringerung der Umwelt- und somit auch der Gewässerbelastung beitragen. Um die Wirkung solcher Maßnahmen zu evaluieren wurde ein Maßnahmenzenario mit Reduktion der Depositionsraten von Quecksilber und PAK um 25% gegenüber dem Ist-Zustand angenommen. Darauf aufbauend wurden die verringerten Einträge von versiegelten Flächen, über Oberflächenabfluss und über die Kanalisationssysteme sowie der direkte Eintrag auf die Gewässeroberflächen modelliert. Die Auswirkungen des verringerten Eintrags auf Böden zeigen sich aufgrund der Stabilisierung von PAK in Böden und des so entstehenden großen Speichers erst mit großer Verzögerung. Daher kann die Wirkung des Szenarios auf diesen Pfad nicht ohne weiteres abgebildet werden und wurde in diesem Szenario nicht berücksichtigt.

Szenario 4: Emissionsminderung durch Erosionsschutzmaßnahmen

In diesem Szenario wurde eine Reduktion der Einträge von partikelgebundenen Stoffen durch Erosionsschutzmaßnahmen im Bereich der Landwirtschaft angenommen. Dabei wird nicht ins Detail der einzelnen möglichen Maßnahmen gegangen, sondern pauschal eine Reduktion der Feststoffeinträge aus landwirtschaftlicher Erosion um 50% angenommen. Diese Reduktion erscheint auf Basis von Untersuchungen in Oberösterreich durch eine Kombination von Maßnahmen zur Vermeidung von Erosion (Erosionsschutz auf der Fläche, wie Winterbegrünung, Mulchsaat, Fruchtfolgeeinschränkungen auf steilen Hängen) und Maßnahmen zur Reduktion der Feststoffeinträge in Gewässer (Gewässerrandstreifen, Vermeidung der Direkteinleitung aus Straßengräben und Ähnliches) möglich.

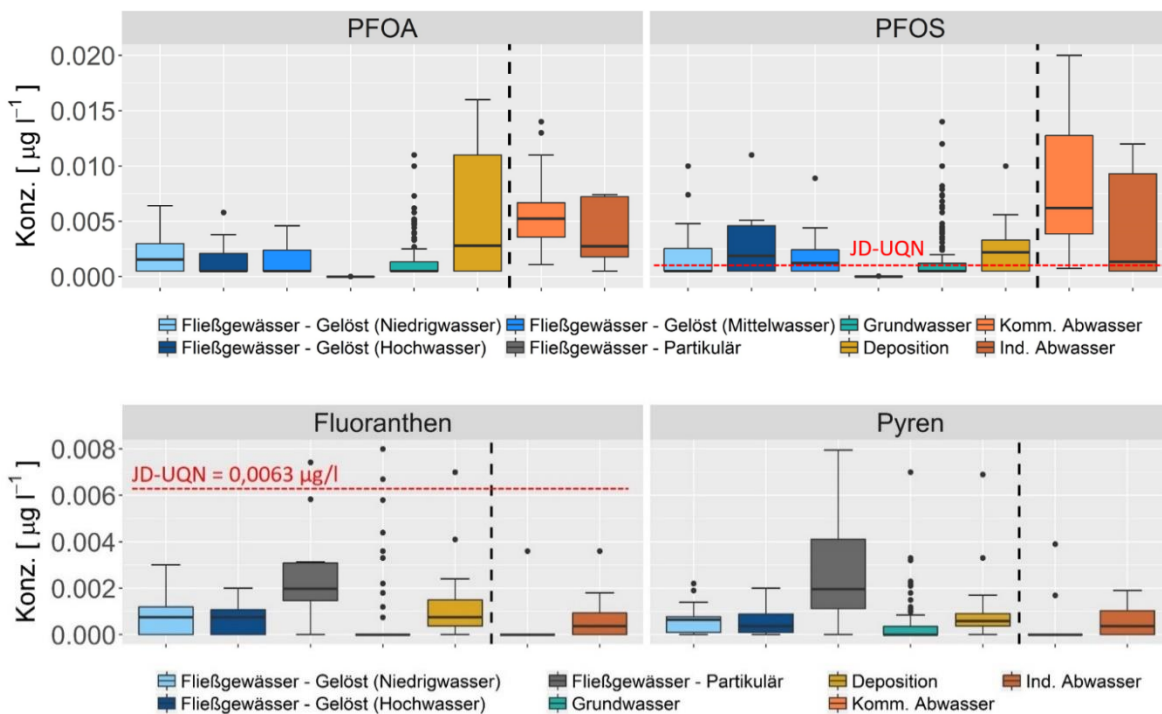
1.3 Ergebnisse

1.3.1 Stoffkonzentrationen in Umweltmedien

In Abbildung 2 werden die Konzentration von PFOA und PFOS sowie von Fluoranthen und Pyren als zwei Vertreter der PAK₁₆ in unterschiedlichen Umweltkompartimenten (Eintragspfade und Gewässer) vergleichend dargestellt. Dabei dienen diese Stoffe beispielhaft für Muster die in diesem Vergleich auftreten. PFOA ist ein Beispiel für jene

Stoffe, bei denen die Konzentrationen in der Deposition höher sind als in den Abläufen von Kläranlagen (kommunales und industrielles Abwasser).

Abbildung 2: Konzentrationswerte von PFOA und PFOS in verschiedenen Umweltmedien. Ausreißer in den Messwerten (z.B. PFOS beim Ablauf kommunaler Kläranlagen) wurden nicht dargestellt, wenn die Lesbarkeit der Abbildung sonst beeinträchtigt würde. Werte unter „Fließgewässer-partikulär“ verstehen sich als partikulär gebundene Anteile des jeweiligen Stoffes in den Fließgewässern. Diese wurden nicht direkt gemessen, sondern aus den Stoffkonzentrationen in den Schwebstoffen und den mittleren Schwebstoffkonzentrationen in den Gewässern berechnet.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

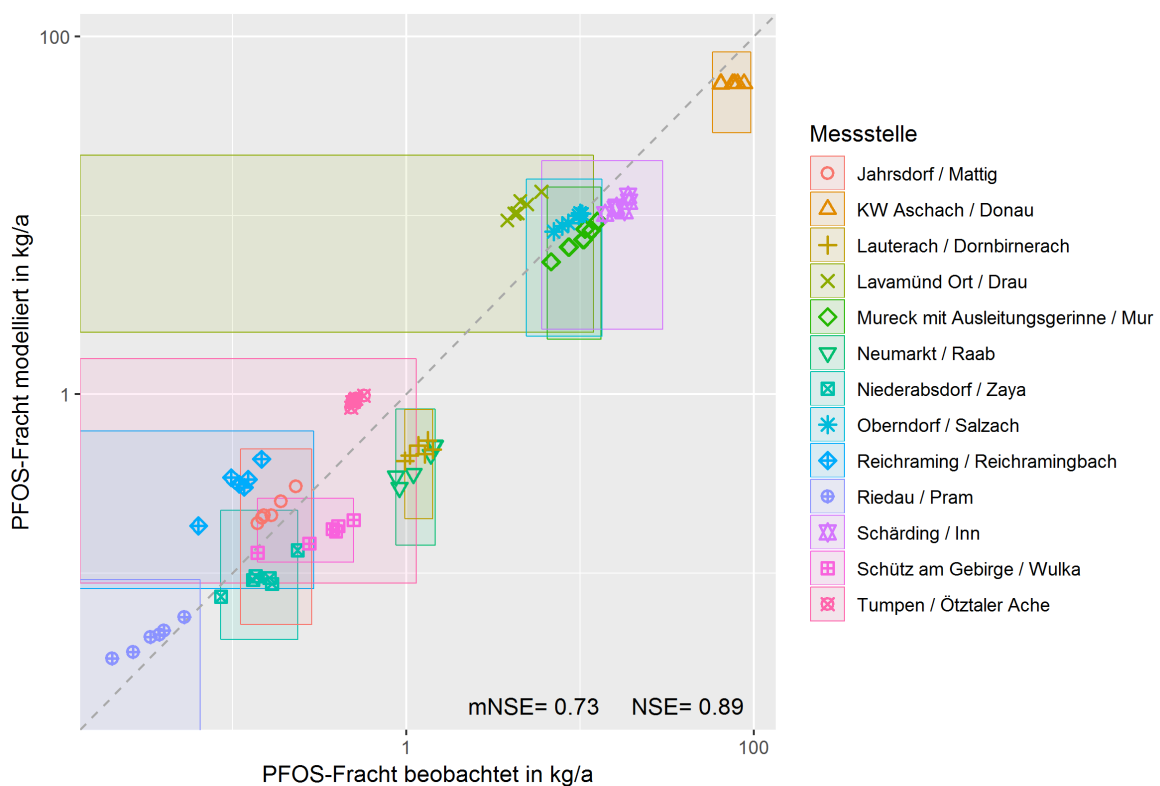
Bei PFOS dagegen weisen die Abläufe der kommunalen Kläranlagen mit Ausnahme einzelner Industriesparten die höchsten Konzentrationen aller Eintragspfade auf. Fluoranthene und Pyren liegen wie andere gut adsorbierbare PAKs vor allem an Partikel gebunden vor. Der partikelgebundene Transport dominiert daher in den Gewässern und der Erosion kann als Eintragspfad eine wesentliche Bedeutung zukommen.

1.3.2 Plausibilitätsprüfung des Modells

Abbildung 3 zeigt den Frachtvergleich für PFOS als Beispiel für einen Stoff, für den auf Basis vorhandener Gewässerdaten eine gute Übereinstimmung zwischen beobachteten und modellierten Gewässerfrachten erzielt wurde. Für PFOS liegen allerdings keine Messdaten

aus der GZÜV vor. Für den Pegelabgleich werden nur die in den Untersuchungsgebieten selbst erhobenen Gewässerfrachten sowie über die Konzentrationsmessungen eines Sondermessprogrammes des BMNT berechnete Frachten genutzt.

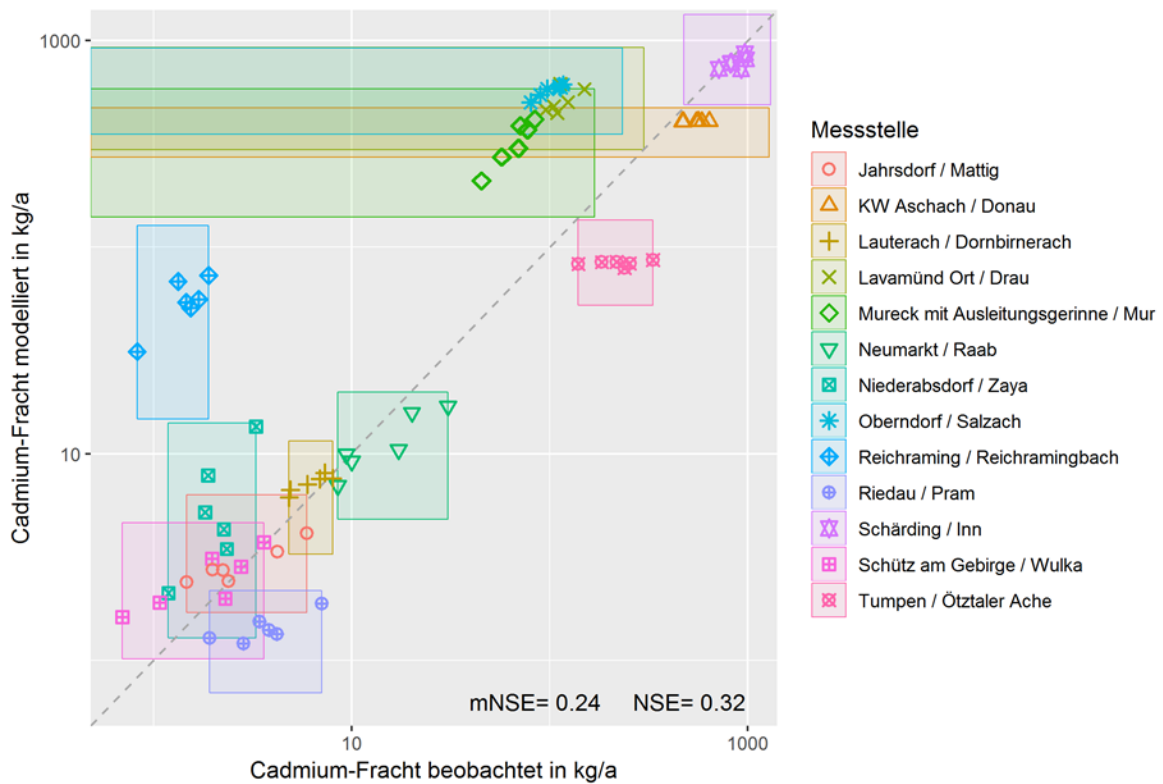
Abbildung 3: Frachtvergleich für PFOS: Die Punkte geben die modellierte und gemessene Fracht für jedes der 6 Modelljahre an. Die farbig hinterlegten Bereiche sind die zugehörigen Unsicherheitsbereiche, welche sich aus Minimal- und Maximalauswertung der Konzentrationsdaten einerseits und den Modelvarianten andererseits ergeben. Gestrichelt ist die 1:1-Linie dargestellt.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Aus der Abbildung zeigt sich, dass die Unsicherheitsbereiche (Beobachtung und Messung) fast bei allen Messstellen die 1:1-Linie schneiden. Damit ergibt sich kein Widerspruch zwischen beobachteten und modellierten Frachten. Allerdings ist die Unsicherheit bei beiden Vorgangsweisen vor allem dort hoch, wo geringe Gewässerkonzentrationen nahe der Umweltqualitätsnorm (UQN) auftreten. Dies muss auch für die weitere Analyse beachtet werden.

Abbildung 4: Frachtabgleich für Cadmium gesamt: Die Punkte geben die modellierte und gemessene Fracht für jedes der 6 Modelljahre an. Die bunt hinterlegten Bereiche sind die zugehörigen Unsicherheitsbereiche, welche sich aus Minimal- und Maximalauswertung der Konzentrationsdaten einerseits und den Modellvarianten andererseits ergeben. Gestrichelt ist die 1:1-Linie dargestellt.



Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Cadmium wird als Beispiel für einen Stoff dargestellt bei dem der Pegelabgleich bei Nutzung der Messdaten aus den Untersuchungen in den eigenen Untersuchungsgebieten und dem Sondermessprogramm des BMNT deutlich weniger gut ausfällt (Abbildung 4). Zwar wird für eine ganze Reihe von Gebieten die Fracht gut nachgebildet, aber es gibt einige Gebiete für welche deutliche Abweichungen zwischen beobachteter und modellierter Fracht auftreten. Hier besteht einerseits die Möglichkeit, dass die Modellierung den Eintrag in alpin geprägten Einzugsgebieten (vorwiegend Erosion) nicht korrekt abbildet oder die Retention in den doch deutlich durch Stauhaltungen geprägten Gewässern unterschätzt. Andererseits können aber hier auch die „beobachteten Frachten“ zu gering angesetzt sein: Die Konzentrationen aus welchen die Frachten berechnet wurden, wurden in Jahresmischproben gemessen, die aus Stichproben generiert wurden. Wenn diese Stichproben nicht auch bei Hochwasser gewonnen wurden, unterschätzen sie den partikulär transportierten Frachtanteil, welcher überwiegend bei Hochwasser transportiert wird. Dies ist die aktuell wahrscheinlichere

Erklärung, denn in der Öztaler Ache, wo kontinuierliche Schwebstoffmessungen und Proben bei Hochwasser zur Verfügung standen, wird eine höhere Fracht beobachtet als modelliert.

Tabelle 1: Modellgüte für alle modellierten Stoffe beim Frachtvergleich mit einerseits den im Projekt gewonnenen Messdaten und andererseits den Konzentrationsdaten aus der GZÜV

| | Phase | Messwerte-Sonderprogramm | | GZÜV-Messwerte | |
|--------------------------|--------|--------------------------|------|----------------|------|
| | | mNSE | NSE | mNSE | NSE |
| Benzo(a)pyren (PAK) | gesamt | 0,14 | 0,41 | | |
| Blei | gelöst | < 0 | < 0 | 0,78 | 0,78 |
| Blei | gesamt | 0,30 | 0,10 | < 0 | < 0 |
| Cadmium | gelöst | 0,47 | 0,30 | | |
| Cadmium | gesamt | 0,24 | 0,29 | | |
| Kupfer | gelöst | 0,22 | 0,08 | 0,73 | 0,73 |
| Kupfer | gesamt | 0,46 | 0,36 | 0,71 | 0,79 |
| Nickel | gelöst | 0,62 | 0,63 | 0,62 | 0,62 |
| Nickel | gesamt | 0,59 | 0,56 | < 0 | < 0 |
| Quecksilber | gelöst | 0,09 | < 0 | | |
| Quecksilber | gesamt | 0,17 | 0,28 | | |
| Zink | gelöst | 0,66 | 0,68 | 0,46 | 0,46 |
| Zink | gesamt | 0,54 | 0,51 | 0,18 | < 0 |
| Fluoranthren (PAK) | gesamt | 0,22 | 0,37 | | |
| Naphthalin | gesamt | 0,11 | < 0 | | |
| Summe PAK | gesamt | 0,31 | 0,08 | | |
| Summe PBDE | gesamt | n.b. | n.b. | | |
| Dibutylzinnverbindungen | gesamt | 0,15 | < 0 | | |
| Tributylzinnverbindungen | gesamt | 0,52 | 0,72 | | |
| PFOA | gesamt | 0,69 | 0,81 | | |
| PFOS | gesamt | 0,73 | 0,89 | | |

n.b.: nicht bestimmbar

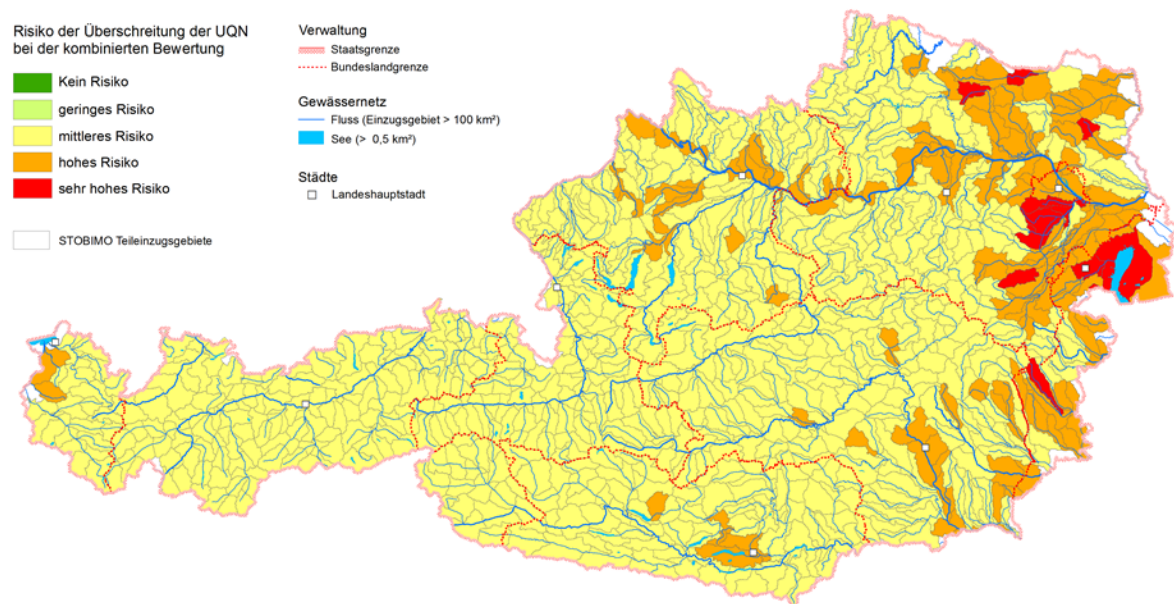
Tabelle 1 zeigt die Modellgüte (mNSE und NSE) der Emissionsmodellierung für alle modellierten Stoffe. Als Referenz wurden zum einen die im Zuge des Projektes STOBIMO-

Spurenstoffe sowie des BMNT Sondermessprogrammes 2017 und zum anderen, soweit ausreichend Daten über Bestimmungsgrenze vorlagen, die GZÜV Messdaten herangezogen. Der Pegelabgleich zeigt vor allem bei Cadmium, Fluoranthen (PAK), Kupfer (GZÜV Messdaten), Nickel (gelöst), PFOA, PFOS, TBT und Zink (gelöst) recht gute Ergebnisse, während bei den anderen Parametern die Modellierungen teilweise eine ungenügende Modellgenauigkeit aufweisen und daher bei den Modellaussagen größere Unsicherheiten zu berücksichtigen sind. Um diese entsprechend abzubilden, wird generell mit unterschiedlichen Modellvarianten gerechnet. Speziell problematisch ist die Modellierung sowie die Frachtberechnung aus gemessenen Daten im Falle von PBDE, weil diese Stoffgruppe häufig nicht nachgewiesen wurde. Die Modellierung dieses Parameters konnte daher zu keiner weiteren Analyse herangezogen werden.

1.3.3 Risikoanalyse und Pfadanalyse

In Abbildung 5 ist beispielhaft die kombinierte Risikobewertung für PFOS dargestellt. Es zeigt sich, dass flächendeckend in Österreich zumindest ein mittleres Risiko einer Verfehlung der UQN für PFOS besteht. Speziell in diesem Bereich besteht bei der Ausweisung eine erhebliche Unsicherheit, die sich aus den analytischen Grenzen für PFOS im Bereich der UQN ergeben.

Abbildung 5: Kombinierte Risikobewertung für PFOS.

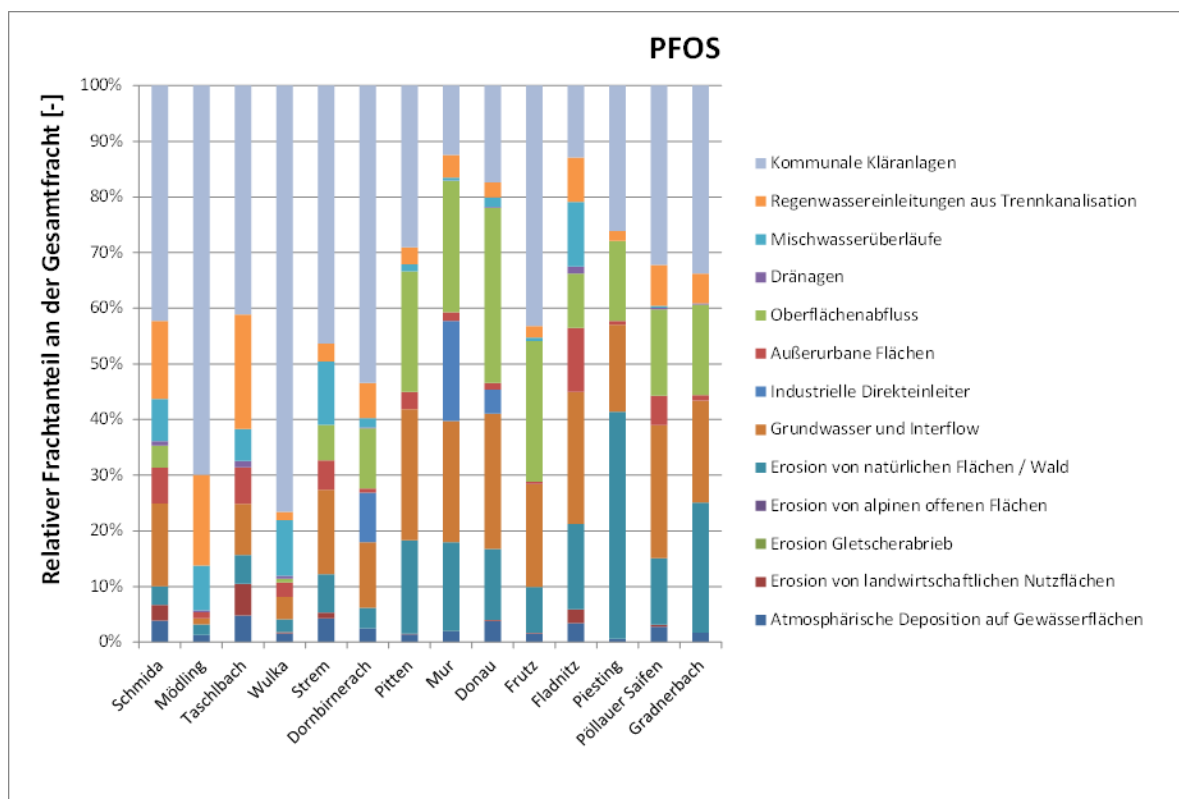


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Die Darstellung zeigt jedoch auch deutliche Belastungsschwerpunkte, insbesondere im niederschlagsarmen Osten Österreichs, wo ein hohes bis sehr hohes Risiko einer Zielverfehlung ermittelt wurde. In diesen Gebieten sind für PFOS zumeist Abläufe

kommunaler Kläranlagen die Haupteintragspfade in Gewässer. Auch Mischwasserentlastungen oder Regenwassereinleitungen können eine Rolle spielen. Zumeist fallen aber auch Basisbelastungen über das Grundwasser, den Oberflächenabfluss oder Erosion von natürlichen Flächen als Eintragspfade ins Gewicht. Die detaillierte Pfadanalyse für einige exemplarisch ausgewählte Beispiele für Analysegebiete mit hohem oder sehr hohem Risiko zeigt Abbildung 6. Grundsätzlich zeigt sich ein sehr heterogenes Bild, was eine Maßnahmensetzung aufgrund der regionalen Betrachtung nötig macht.

Abbildung 6: Relative Frachtanteile [%] der unterschiedlichen Emissionspfade an der Gesamtemission von PFOS, für exemplarisch ausgewählte Analysegebiete mit hohem oder sehr hohem Risiko einer Zielverfehlung und unterschiedlichen Haupteintragspfaden.

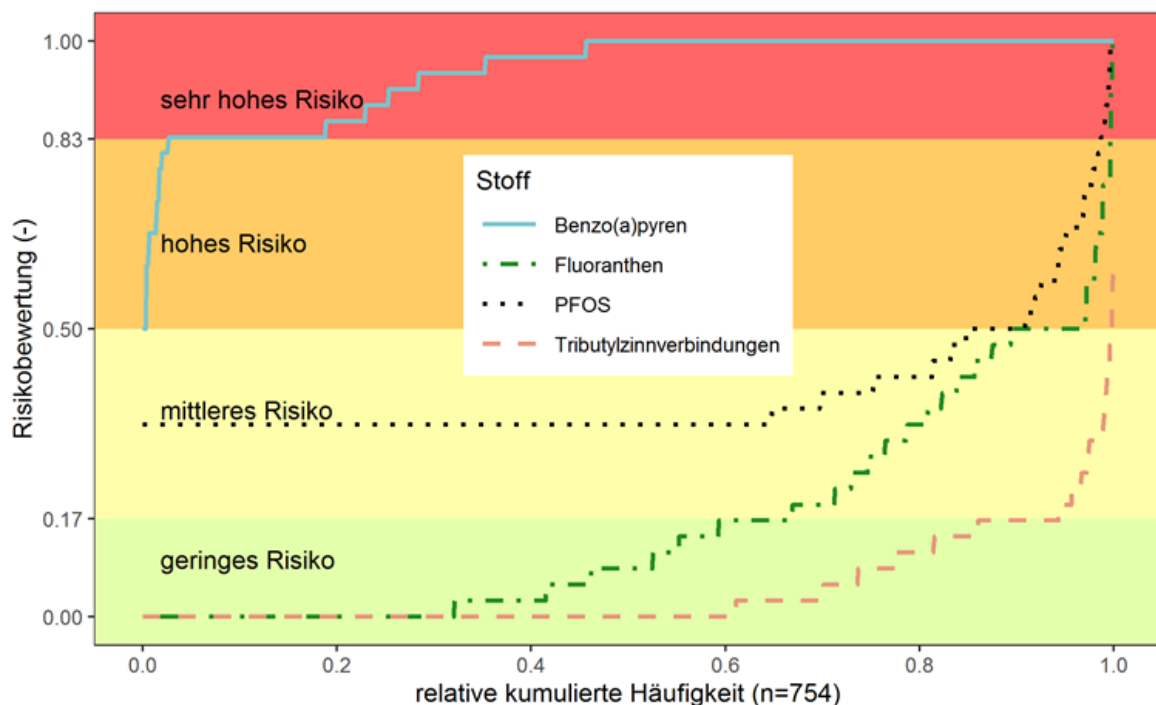


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Abbildung 7 zeigt die relative kummulierte Risikobewertung für PFOS und andere organische Spurenstoffe. Nicht dargestellt sind die Stoffe, für die in allen Untersuchungsgebiet kein Risiko berechnet wurde (Dibutylzinnverbindungen und Naphthalin) und PBDE, wo flächendeckend ein sehr hohes Risiko der Zielverfehlung besteht. Während für Benzo(a)pyren in allen betrachteten Gebieten ein hohes oder sehr hohes Risiko einer Zielverfehlung berechnet wurde, wurde bei Fluoranthen für ca. 60 % der Gebiete kein oder nur ein geringes

Risiko ermittelt, während etwa 10 % im Bereich des hohen oder sehr hohen Risikos liegen. Die Haupteintragspfade für Benzo(a)pyren in die Gewässer sind zumeist erosive Einträge von landwirtschaftlichen Flächen und aus Wald. Zudem ist der Oberflächenabfluss und in Einzugsgebieten mit Seen auch die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen als Eintragspfad von Relevanz. Der Schwerpunkt des Risikos liegt bei Fluranthen zumeist in Gebieten mit einer hohen landwirtschaftlichen Erosion. Diese ist in Gebieten mit hohem oder sehr hohem Risiko auch der dominante Eintragspfad.

Abbildung 7: Relative kumulierte Häufigkeit der kombinierten Risikobewertung für organische Spurenstoffe

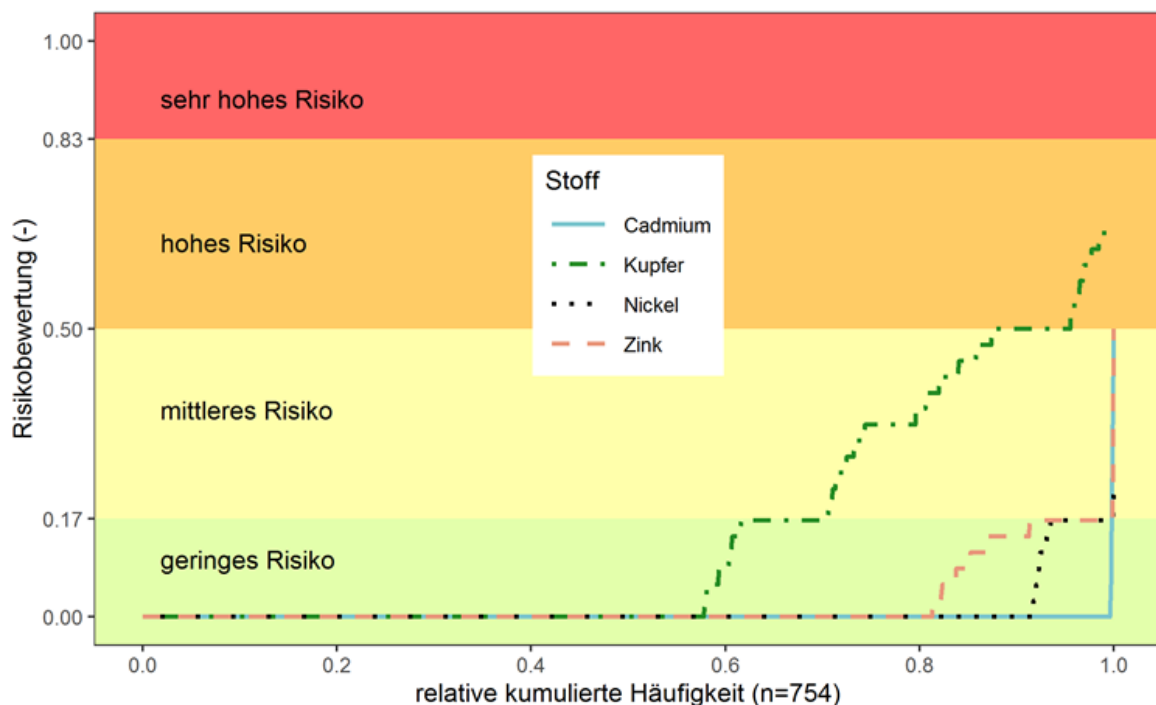


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

Abbildung 8 zeigt die relative kumulierte Risikobewertung für Schwermetalle (gelöste Fraktion). Nicht dargestellt ist Blei, für welches in allen Untersuchungsgebiet kein Risiko berechnet wurde und Quecksilber, wo flächendeckend ein sehr hohes Risiko der Zielverfehlung besteht. Für Kupfer wird für etwa 60 % der Gebiete kein oder nur ein geringes Risiko der Zielverfehlung ausgewiesen, bei etwa 15 % besteht wiederum ein hohes oder sehr hohes Risiko. Bei Betrachtung der Eintragspfade für gelöste Frachten stellen in den Gebieten mit hohem und sehr hohem Risiko atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen, unterirdischer Zustrom (Grundwasser und Zwischenabfluss) sowie Oberflächenabfluss mit rund 90% oder mehr die Haupteintragspfade dar. Bei Kupfer ist zudem darauf hinzuweisen,

dass für alle Analysegebiete mit hohem oder sehr hohem Risiko die auf Basis des 25%-Perzentils der Härte für die Bioregion niedrigste von der Wasserhärte abhängige UQN für die Bewertung verwendet wurde. Mit Ausnahme eines Gebietes liegen alle diese Analysegebiete in den Bioregionen vergletscherte (VZA) und unvergletscherte (UZA) Zentralalpen. Für diese Analysegebiete ist die Belastung voraussichtlich vorwiegend auf Hintergrundbelastung zurückzuführen. Damit ist das ausgewiesene potentielle Risiko in Hinblick auf erforderliche Maßnahmensetzung wahrscheinlich nicht als relevant einzustufen.

Abbildung 8: Relative kumulierte Häufigkeit der kombinierten Risikobewertung für Schwermetalle (gelöst).



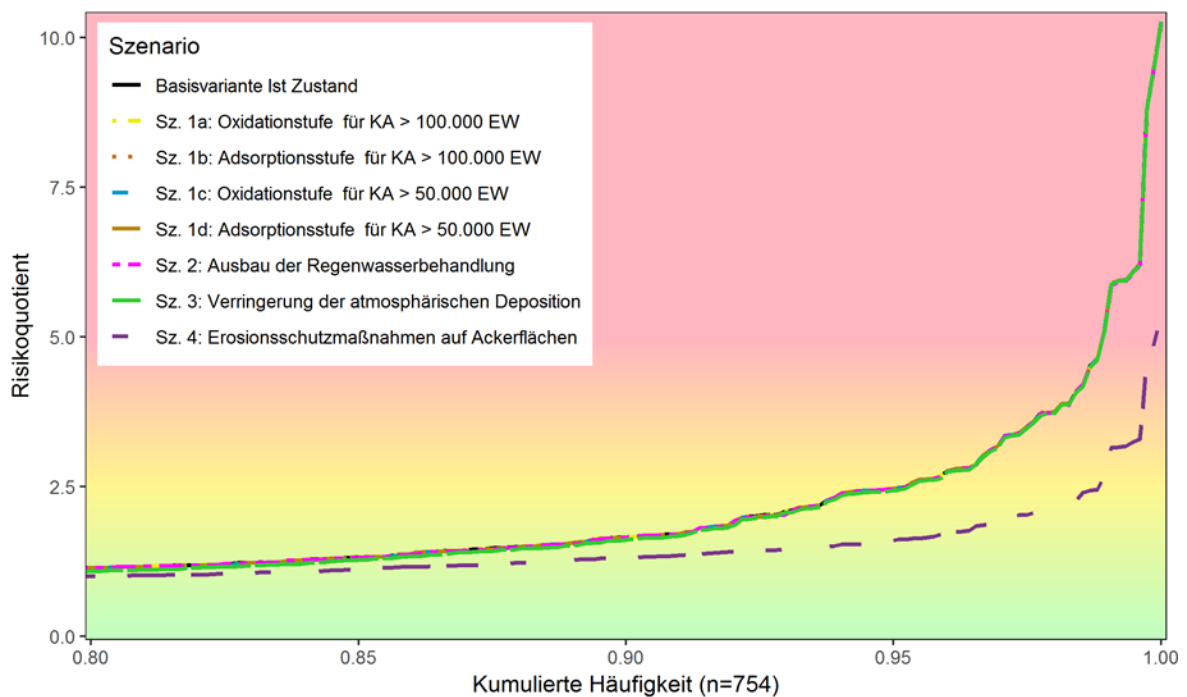
Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

1.3.4 Szenarienanalyse

Die Bewertung der Relevanz von über Maßnahmen erreichbaren Reduktionen der Gewässerbelastung hängt stark davon ab, in welchen Regionen diese umgesetzt werden und ob in den jeweiligen Gewässern das Risiko einer Zielverfehlung der UQN besteht. Betrachtet man die modellbasierte Risikoanalyse für die unterschiedlichen Projektparameter, so sieht man, dass die Projektparameter in drei Kategorien fallen. Für Quecksilber, PBDE und Benzo(a)pyren zeigt die Modellierung ein fast durchgängiges sehr hohes Risiko einer Zielverfehlung. Für Blei, Cadmium, Nickel, Zink, Dibutylzinnverbindungen,

Tributylzinnverbindungen und Naphthalin weist die Modellierung in fast allen Gewässern kein oder ein lediglich geringes Risiko einer Zielverfehlung auf. Daher werden Szenarioergebnisse für diese Parameter an dieser Stelle nicht im Detail dargestellt. Kupfer, Fluoranthren und PFOS liegen dazwischen. Hier gibt es sowohl Gebiete mit einem geringen, mittleren, hohen oder sehr hohen Risiko einer Zielverfehlung. Während bei Kupfer die Risikoausweisung schon durch Hintergrundbelastung verursacht wird, weil diese bei der Bewertung nicht berücksichtigt werden konnten, sind in Hinblick auf die Wirksamkeit von Maßnahmen vor allem Fluoranthren und PFOS interessant. Zielverfehlungen werden durch direkte antropogene Einflüsse wie Kläranlagenabläufe, Emissionen aus Misch- oder Trennkanalisation oder landwirtschaftliche Erosion ausgelöst. Aus diesem Grund fokussiert die folgende Ergebnisdarstellung auf diese beiden Parameter. Eine umfassendere Darstellung der Ergebnisse der Szenarienanalyse erfolgt in Kapitel 5.4.4.

Abbildung 9: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für Fluoranthren. Um die Risikogebiete besser darstellen zu können, wurde eine Darstellung von 20 % der Gebiete mit dem höchsten Risikoquotienten gewählt (kumulierte Häufigkeit 80 – 100%).

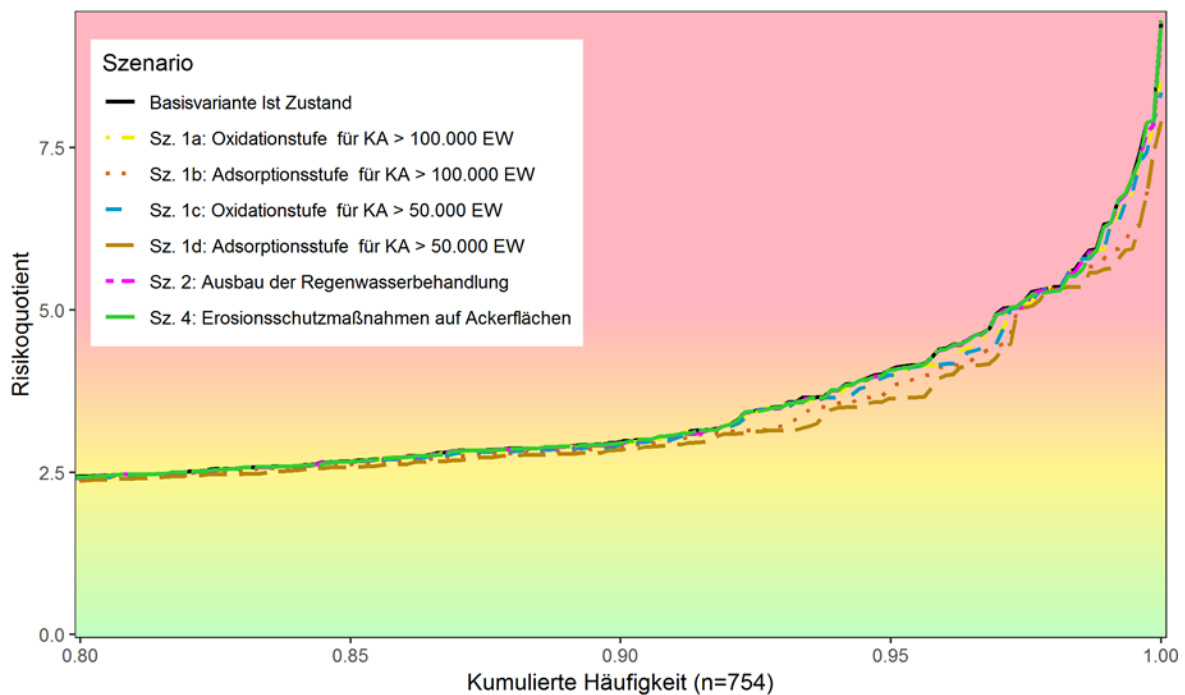


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

In den Ackerbaugebieten Österreichs ist die landwirtschaftliche Erosion vielfach der Haupteintragspfad einer Gewässerbelastung durch Fluoranthren. Hier liegt auch der

Schwerpunkt in Hinblick auf das Risiko einer Zielverfehlung. So wirken sich auch Maßnahmen zum Erosionsschutz speziell in „Risikogebieten“ stark aus. Betrachtet man nun die kumulierte Häufigkeit der Risikoquotienten für Fluoranthen der Basisvariante des Ist-Zustandes (Abbildung 9, im Gegensatz zur Risikoanalyse mit kombinierter Risikobewertung wird bei der Szenarienanalyse aus Gründen der Umsetzbarkeit lediglich mit einem einfachen Risikoquotienten gearbeitet) im Vergleich mit jener der unterschiedlichen Szenarien, so ist deutlich zu erkennen, dass zum einen das Szenario 4 (Erosionsschutz auf Ackerflächen) das einzige ist, welches eine deutliche Wirkung zeigt, und zum anderen, dass diese Wirkung dort auftritt, wo eine hohes Risiko modelliert wurden. Das Risiko einer Überschreitung von UQN in Österreich wird für Fluoranthen durch Erosionsschutzmaßnahmen daher deutlich reduziert.

Abbildung 10: Kumulierte Häufigkeit des Risikoquotienten (modellierte Gewässerkonzentration dividiert durch UQN) der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich zu den unterschiedlichen Szenarien für PFOS. Um die Risikogebiete besser darstellen zu können, wurde eine Darstellung von 20 % der Gebiete mit dem höchsten Risikoquotienten gewählt (kumulierte Häufigkeit 80 – 100%).

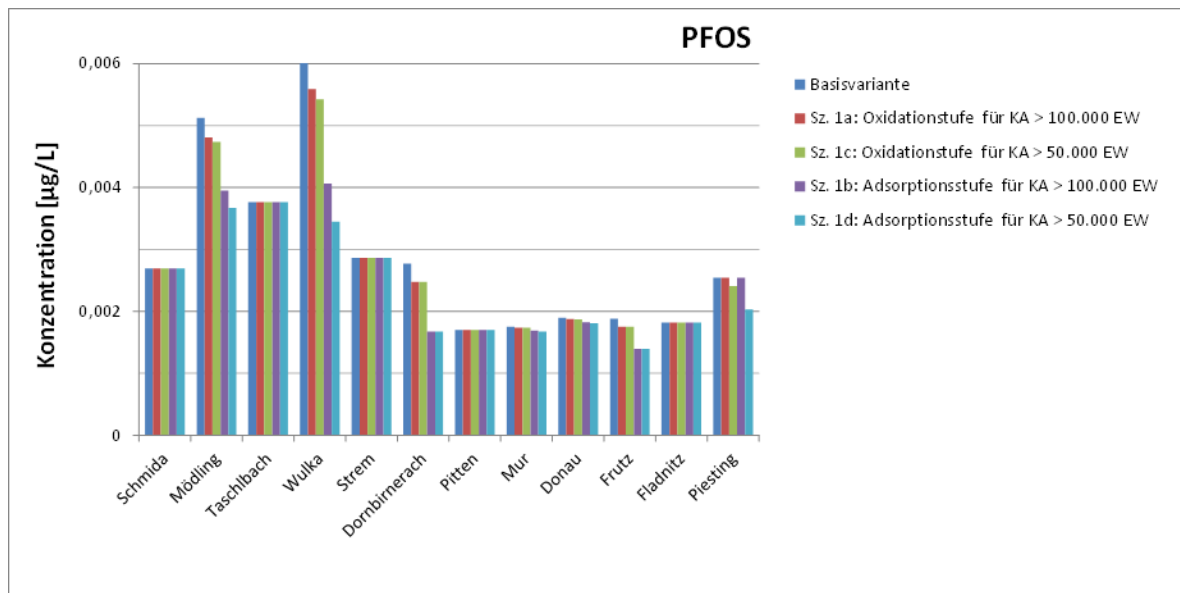


Quelle: Umweltbundesamt/TU-Wien

In Gebieten mit starker Siedlungstätigkeit prägen urbane Systeme mit Kläranlagenabläufen sowie Emissionen aus Trenn- und Mischsystem die PFOS-Belastungen der Gewässer. Dies sind häufig auch jene Gebiete, für die ein hoher Risikoquotient modelliert wurde. Von den

Szenarien mit Kläranlagenausbau ist Szenario 1d mit einer Adsorptionsstufe bei Kläranlagen > 50.000 EW das wirksamste. Hier können in einigen Gebieten Reduktionen der Belastung von bis zu 45% erreicht werden. Auffällig ist jedoch, dass diese Reduktion nur in recht wenigen Gebieten erreicht werden kann. Dies ergibt sich daraus, dass diese Maßnahme nur dort ihre volle Wirkung entfaltet, wo die Ableitung des Ablaufes einer Kläranlage mit > 50.000 EW in ein kleines Gewässer erfolgt und somit der Kläranlagenablauf (oder die Summe der Abläufe mehrerer Kläranlagen > 50.000 EW) einen wesentlichen Anteil am Abfluss im Gewässer ausmacht. In Abbildung 10 ist die kumulierte Häufigkeit der Risikoquotienten für PFOS der Basisvariante des Ist-Zustandes im Vergleich mit jener der unterschiedlichen Szenarien dargestellt. Neben dem Szenario 1d zeigen auch die anderen Szenarien mit weitergehender Abwasserreinigung eine gewisse Wirksamkeit. Keine erkennbare Reduktion wird durch den Ausbau der angenommenen Regenwasserbehandlung oder Erosionsschutzmaßnahmen erreicht, da beide auf partikuläre Stoffe abzielen und PFOS überwiegend gelöst in die Gewässer eingetragen wird.

Abbildung 11: Modellierter Gewässerkonzentration in exemplarisch gewählten Beispielgewässern für die Basisvariante und deren Änderung infolge der Umsetzung von Maßnahmen an kommunalen Kläranlagen.



Quelle: TU Wien und Umweltbundesamt

1.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Bereits im Vergleich der Konzentrationen unterschiedlicher Stoffe in unterschiedlichen Umweltmedien zeigt sich die Relevanz diffuser Eintragspfade für eine Gewässerbelastung. So weisen höhere Konzentrationen in der atmosphärischen Deposition als in Abläufen kommunaler Kläranlagen auf die Bedeutung des Lufttransportes und die Relevanz von Einträgen über den Abfluss von Oberflächen hin. Dies wurde z.B. für Blei, Cadmium, Kupfer, PFOA und Zink ermittelt. Für Nickel und PFOS weisen Kläranlagenabläufe die höchsten Konzentrationen der verschiedenen Umweltkompartimente auf. Damit können diese bei einem relevanten Anteil am Abfluss in einem Einzugsgebiet zum dominanten Eintragspfad werden. Sehr geringe Konzentrationen in Böden und Schwebstoffen weisen darauf hin, dass Bodenerosion für PFOS und PFOA, DBT, TBT und PAKs mit niedrigem Molekulargewicht (z.B. Naphthalin, Phenanthren) keinen dominanten Eintragspfad darstellt. Dagegen deuten die Konzentrationsvergleiche auf eine erhebliche, obwohl variable, Relevanz der Erosion für alle übrigen untersuchten Stoffe hin. Die hohe Relevanz der atmosphärischen Deposition für die Gewässerbelastung mit den betrachteten Spurenstoffen wird weiter verdeutlicht, wenn die Herkunftsbereiche dieser Stoffe in Böden beleuchtet werden. Die atmosphärische Deposition ist in den meisten Gebieten der wichtigste Eintragspfad für fast alle Stoffe in die Böden. In Gebieten mit hohem Anteil an Acker oder Grünlandnutzung können für einzelne Stoffe auch Mineraldünger (Cd) oder Wirtschaftsdünger (z.B. Cd, Zn, Cu) wesentliche Eintragspfade sein.

Ausgehend von einem im Zuge dieses Projektes erarbeiteten Konzentrationsinventars konnte mit Hilfe des Modells MoRE eine regionalspezifische Emissionsmodellierung für die Parameter Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, PFOA, PFOS, DBT, TBT und die PAKs Benzo(a)pyren, Fluoranthen und Naphthalin in Österreich auf Ebene von 754 Teileinzugsgebiete durchgeführt werden. Der Pegelabgleich zeigt vor allem bei Cadmium, Kupfer, Nickel, Zink, PFOA, PFOS, TBT und Fluoranthen recht gute Ergebnisse, während bei den anderen Parametern die Modellierung teilweise eine ungenügende Modelgüte aufweist. Speziell problematisch sind Modellierung sowie Frachtberechnung für PBDE, weil diese Stoffgruppe in den untersuchten Proben zumeist nicht nachweisbar war. Die Modellierung dieses Parameters konnte daher zu keiner weiteren Analyse herangezogen werden.

Über eine Risikoanalyse konnte, unter Berücksichtigung der Modellunsicherheiten, eine potentielle Gütezielverfehlung für alle betrachteten Teileinzugsgebiete bewertet werden. Generell als unkritisch in den österreichischen Gewässern erscheinen dabei Blei, Cadmium, DBT und Naphthalin. Als überwiegend unkritisch bzw. nur in einzelnen Einzugsgebieten kritisch wurden Kupfer, Nickel, TBT und Zink identifiziert. In Hinblick auf eine Gütezielverfehlung kritischer sind Fluoranthen, PFOS und Benzo(a)pyren anzusehen. Bei diesen

Parametern besteht zwar das Problem, dass die Analytik in einigen der Umweltkompartimente und in den Gewässern selber an ihre Grenzen stößt und somit auch Monitoringergebnisse und Modellaussagen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Trotzdem ist für diese Parameter mit großer Wahrscheinlichkeit in einer beträchtlichen Anzahl von österreichischen Gewässern von einer Gütezielverfehlung auszugehen. Wie bereits aus Monitoring in Biota bekannt, stellen PBDE und Quecksilber zwei Parameter dar, bei denen die UQN flächendeckend überschritten wird.

Das Risiko einer Zielverfehlung bei Fluoranthen tritt vor allem in Gebieten mit relevanter landwirtschaftlicher Erosion auf. Dies kann in abflussärmeren Gebieten durch Einträge aus der Kanalisation (Mischwasserentlastung oder Regenwasserkanäle) verstärkt werden. Für PFOS kann bereits die Hintergrundbelastung zum Risiko einer Zielverfehlung führen, welches dort deutlich verstärkt wird, wo der Anteil der kommunalen Kläranlagenabläufe und in geringerem Ausmaß auch die Emissionen aus der Kanalisation (Mischwasserentlastung oder Regenwasserkanäle) hoch ist. Für Benzo(a)pyren und Quecksilber führen generell bereits die Hintergrundbelastungen zu einem hohen Risiko einer Zielverfehlung. Regional kann die Situation durch landwirtschaftliche Erosion noch verschärft werden.

Über eine Szenarienanalyse konnte gezeigt werden, dass sich über Erosionsschutz die Gewässerkonzentrationen vor allem für die Parameter Benz(a)pyren, Fluoranthen, Dibutyl- und Tributylzinn teilweise deutlich reduzieren lassen. Auch die gelösten Anteile von Schwermetallen lassen sich aufgrund der Verringerung der Mobilisierung aus Feststoffen durch die Maßnahme Erosionsschutz deutlich vermindern. Eine Oxidationsstufe für Kläranlagen > 50.000 EW entwickelt bei den betrachteten Parametern lediglich für Naphtalin eine gewisse Wirksamkeit, die sich in den Gewässerkonzentrationen niederschlagen würde. Für die betrachteten Modell-Parameter ist eine Adsorptionsstufe wirksamer. Für die organischen Parameter PFOS, Naphtalin und PBDE können in einzelnen Gewässern deutliche Belastungsreduktionen erreicht werden. Für die Parameter PFOS und Fluoranthen, für die ein hohes oder sehr hohes Risiko einer Zielverfehlung in einer beschränkten Anzahl von Gebiete gegeben ist, sind eine weitergehende Abwasserreinigung (PFOS) bzw. Erosionsschutz (Fluoranthen), über die vor allem in Risikogebieten Verbesserungen erreicht werden können.

Es ist derzeit nicht möglich und wird zukünftig auch nicht möglich sein, in allen Gewässern ein umfangreiches Monitoring durchzuführen. Die Modellergebnisse erlauben eine Eingrenzung und eine Priorisierung in der Planung von Monitoringprogrammen. Werden durch Messungen im Gewässer die Bewertungen aus der Emissionsmodellierung bestätigt, so bieten die Modellergebnisse einen Überblick über mögliche Haupteintragspfade. Bereits aktuell zeigen die Frachtvergleiche für viele Stoffe eine gute Übereinstimmung der beobachteten Gewässerfrachten und der modellierten Frachten. Trotz nach wie vor bestehender

Unsicherheiten kann auf Basis der durchgeführten Untersuchungen geschlossen werden, dass die Emissionsmodellierung ein geeignetes Instrument zur Darstellung und Identifikation von Haupteinträgen für stoffliche Belastungen in Gewässer und damit zur Abschätzung der Wirksamkeit von Maßnahmen darstellt.

Auch die Abbildung neuer Stoffe ist mit dem verwendeten Modell relativ einfach möglich, nachdem die allgemeinen nicht stoffspezifischen Daten aktualisiert und eingepflegt sind. Hierbei ist aber anzumerken, dass die Aussagekraft der Modellergebnisse sehr stark von den stoffspezifischen Eingangsdaten abhängig ist. Eine Mindestanforderung ist, dass zumindest für jeden Eintragspfad eine Abschätzung durchschnittlicher Konzentrationen verfügbar ist. Ein wesentlicher Vorteil der Emissionsmodellierung liegt in der Möglichkeit der Regionalisierung und der Berücksichtigung lokaler und regionaler Gegebenheiten. Dieser Vorteil ist aber nur nutzbar, wenn Daten auf dieser Skalierungsebene verfügbar sind. Liegen nur eingeschränkte Datensätze vor, die keine Regionalisierung erlauben, ist dieser Planungsvorteil nicht in vollem Maße nutzbar und die Unsicherheiten der Modellierung und der Szenarien sind umso größer, je stärker die lokale bzw. regionale Abweichung von einem nationalen Durchschnittswert ist. Daher ist eine Aktualisierung der Modellinhalte in regelmäßigen Abständen unter Nutzung der aktuellsten verfügbaren Daten sinnvoll. Zudem ist es auch empfehlenswert auch bei der aktuellen Modellierung die vorhandenen Datenlücken weiter zu schließen, um die Qualitäten der Emissionsmodellierung vollumfänglich nutzen zu können und weiter verbesserte, regionalisierte Ergebnisse zu erzielen.

2 Extended Abstract

With the introduction of the Water Framework Directive (WFD, 2000/60/EEC), trace substances are included in the assessment of water status, with particular emphasis on priority substances and nationally relevant substances (other substances or so-called "river basin specific pollutants, RBSPs"). If a target value is not met, the considerations on possible measures have so far mostly related to selective, continuous discharges such as the discharges of municipal wastewater treatment plants. However, other, often diffuse emission paths are also of great relevance for specific substances and regions.

This study investigates the origin of selected inorganic (Cadmium, Lead, Nickel, Mercury, Copper and Zinc) and organic trace substances (Perfluorooctane Sulphonic Acid (PFOS), Perfluorooctanoic Acid (PFOA), Dibutyltin Compounds (DBT), Tributyltin Compounds (TBT), Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDE) and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAK16)) at the level of surface water catchment in Austria. An essential aspect in the selection of substances was the consideration of ubiquitous persistent bioaccumulating and toxic substances (uPBTs). Many of these substances have a pronounced toxicity and are therefore subject to very low environmental quality standards (EQS). These substances or groups of substances are also characterised by different environmental behaviour and are of variable relevance in the input paths considered.

In terms of methodology, this study is based on a path-oriented emission modelling as proposed in the European Emissions Inventory Guidelines (EC, 2012). First, a targeted monitoring was implemented in order to close existing data gaps on the content of trace substances in different environmental compartments relevant for a water body input in the best possible way and thus to create an adequate database. Together with other monitoring programmes and literature data running in Austria, a comprehensive inventory of the concentrations of selected substances in various environmental compartments could be compiled.

On the basis of this concentration inventory, a region-specific emission modelling at the level of 754 sub-basins was carried out for the selected substances using the MoRE model. After a plausibility check, the model results were used, taking into account model uncertainties, to carry out an Austria-wide risk analysis with regard to a potential failure to comply with environmental quality standards, a region-specific path analysis to identify relevant input paths and a scenario analysis to estimate the effectiveness of selected measures. In addition to modelling input paths for water pollution, the project also quantified inputs into soils and

presented the relevant inputs at river basin level, as soils with different input paths (surface runoff, erosion as well as base and interflow) have proven to be important source areas for inputs into water bodies.

A comparison of the concentrations of different substances in different environmental media already shows the relevance of diffuse input paths for water pollution. Thus, higher concentrations in atmospheric deposition than in discharges of municipal wastewater treatment plants indicate the importance of air transport and the relevance of inputs via surface runoff. This was determined e.g. for Lead, Cadmium, Copper, PFOA and Zinc. For Nickel and PFOS, effluents from wastewater treatment plants have the highest concentrations in the various environmental compartments. Thus they can become the dominant input path for a relevant part of the discharge in a catchment area. Very low concentrations in soils and suspended solids indicate that soil erosion is not a dominant input path for PFOS and PFOA, DBT, TBT and low molecular weight PAHs (e.g. Naphthalene, Phenanthrene). In contrast, the concentration comparisons indicate a considerable, although variable, relevance of erosion for all other investigated substances. The high relevance of the atmospheric deposition for the water pollution with the considered trace substances is further clarified if the areas of origin of these substances in soils are illuminated. In most areas, atmospheric deposition is the most important input path for almost all substances into the soil. In areas with a high proportion of arable land or grassland use, mineral fertilisers (Cd) or organic fertilisers (e.g. Cd, Zn, Cu) may also be important input paths for individual substances.

Based on a concentration inventory developed in the course of this project, a region-specific emission modelling for the parameters Lead, Cadmium, Copper, Nickel, Mercury, Zinc, PFOA, PFOS, DBT, TBT and the PAHs Benzo(a)pyrene, Fluoranthene and Naphthalene could be carried out in Austria at the level of 754 subcatchments using the MoRE model. The level comparison shows quite good results especially for Cadmium, Copper, Nickel, Zinc, PFOA, PFOS, TBT and Fluoranthene, whereas for the other parameters the modelling partly shows an insufficient model quality. Modelling and load calculation for PBDE are particularly problematic, as this group of substances was usually not detectable in the investigated samples. The modelling of this parameter could therefore not be used for any further analysis.

By means of a risk analysis, a potential failure to meet the quality target could be evaluated for all subcatchments considered, taking into account the model uncertainties. Generally, Lead, Cadmium, DBT and naphthalene do not appear to be critical in Austrian waters. Copper, Nickel, TBT and Zinc were identified as predominantly non-critical or only critical in individual catchment areas. Fluoranthene, PFOS and Benzo(a)pyrene are to be regarded as

more critical with regard to a failure to meet the quality target. With these parameters, there is the problem that the analytics in some of the environmental compartments and in the surface waters themselves reach their limits and thus monitoring results and model statements are also subject to considerable uncertainties. Nevertheless, it is highly probable that these parameters will fail to meet their quality objectives in a considerable number of Austrian waters. As already known from monitoring in biota, PBDE and Mercury are two parameters for which the EQS is exceeded area-wide.

The risk of missing the target for Fluoranthene occurs mainly in areas with relevant agricultural erosion. In areas with less runoff, this risk can be increased by discharges from the sewage system (combined sewer systems or rainwater canals). For PFOS, the background load can already lead to the risk of missed targets, which is significantly increased where the share of municipal wastewater treatment plant discharges and, to a lesser extent, emissions from the sewage system (combined sewer systems or rainwater sewers) is high. For Benzo(a)pyrene and Mercury, the background loads generally already lead to a high risk of missed targets. The situation can be aggravated regionally by agricultural erosion.

A scenario analysis showed that water concentrations could be reduced significantly by erosion control, especially for the parameters Benzo(a)pyrene, Fluoranthene, Dibutyl- and Tributyltin. The dissolved portions of heavy metals can also be significantly reduced by the erosion control measure due to the reduction of mobilisation from solids. An oxidation stage for sewage treatment plants > 50,000 p.e. only develops a certain effectiveness for Naphthalene in the parameters considered, which would be reflected in the water concentrations. An adsorption stage is more effective for the model parameters considered. For the organic parameters PFOS, Naphtalin and PBDE, significant reductions in pollution can be achieved in individual bodies of water. For the parameters PFOS and Fluoranthene, for which there is a high or very high risk of a target being missed in a limited number of areas, further wastewater treatment (PFOS) or erosion control (Fluoranthene) are required, which can be used to achieve improvements, especially in risk areas.

It is currently not possible and will not be possible in the future to carry out comprehensive monitoring in all waters. The model results allow a limitation and prioritisation in the planning of monitoring programmes. If the assessments from emission modelling are confirmed by measurements in water bodies, the model results provide an overview of possible main input paths. The load comparisons for many substances already show good agreement between the observed water loads and the modelled loads. Despite uncertainties which still exist, it can be concluded on the basis of the investigations carried out that emission modelling is a suitable instrument for the representation and identification of main inputs of pollutants into water bodies and thus for estimating the effectiveness of measures.

The mapping of new substances is also relatively easy with the model used, after the general non substance-specific data have been updated and entered. However, it should be noted that the validity of the model results depends very much on the substance-specific input data. A minimum requirement is that an estimate of average concentrations is available at least for each input path. A major advantage of emission modelling lies in the possibility of regionalisation and the consideration of local and regional conditions. However, this advantage can only be exploited if data are available at this scaling level. If only limited data sets are available that do not permit regionalisation, this planning advantage cannot be fully exploited and the greater the local or regional deviation from a national average, the greater the uncertainties of the modelling and the scenarios. It therefore makes sense to update the model contents at regular intervals using the latest available data. In addition, it is also advisable to close the existing data gaps in the current modelling in order to be able to make full use of the qualities of emission modelling and to achieve further improved, regionalised results.