

ENTFERNUNG VON PFAS AUS GEFASSTEM DEPONIE- SICKERWASSER UND GEPUMPTEM VERUNREINIGTEM GRUNDWASSER VON BELASTETEN STANDORTEN

Leitfaden zum Stand der Technik



Impressum

Die vorliegende Publikation konkretisiert die Anforderungen der eidgenössischen Gewässerschutzgesetzgebung, gewährleistet eine gute Praxis und ermöglicht den einheitlichen Vollzug der Behörden. Sie wurde mit aller Sorgfalt und nach bestem Gewissen erstellt. Für die Richtigkeit, Vollständigkeit und Aktualität kann der VSA jedoch keine Gewähr übernehmen. Haftungsansprüche wegen Schäden materieller oder immaterieller Art, welche durch die Anwendung der Publikation entstehen können, werden ausgeschlossen.

Diese Publikation wurde mit Unterstützung des BAFU erstellt.

Autoren

Christian Braun, Econetta AG, Schlieren
Karina Urmann, Econetta AG, Schlieren
Nadine A. Sossalla, Econetta AG, Schlieren

Mitglieder des Kernteams

Nadine Schneider, AWEL, Zürich
Patrick Locher, AWA, Bern
Saskia Zimmermann-Steffens, BAFU, Bern

Mitglieder der Begleitgruppe

Fabienne Eugster, VSA
Michael Evangelou, Eberhard Recycling AG
Dunja Hillenbrand, AfU TG
Renato Künzi, Deponie Teuftal AG
Manfred Schoger, ALWATEC AG
Nico Siegenthaler, EnviroChemie AG
Michael Thomann, FHNW
Mauro Togni, URSI TI

Empfohlene Zitierweise

Autor: Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA)
Titel: Stand der Technik bei der Entfernung von PFAS aus gefasstem Deponiesickerwasser und gepumptem verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten
Untertitel: Leitfaden zum Stand der Technik
Ort: Glattbrugg
Jahr: 2025

Herausgeber

Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute
Association suisse des professionnels de la protection des eaux
Associazione svizzera dei professionisti della protezione delle acque

Titelfoto

Patrick Locher, AWA Bern

Bezugsquelle

VSA, Europastrasse 3, Postfach, CH-8152 Glattbrugg,
Telefon 043 343 70 70, sekretariat@vsa.ch, www.vsa.ch

EINFÜHRUNG

Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS) sind langlebige, chemische Verbindungen (sog. «forever chemicals» / «Ewigkeitschemikalien»), die in der Umwelt praktisch nicht abgebaut werden, die Gesundheit des Menschen beeinträchtigen sowie Tiere und Pflanzen schädigen können. Das Parlament hat am 6. Juni 2023 die Motion 22.3929 Maret «Festlegung von PFAS-spezifischen Werten in Verordnungen» überwiesen. Die Motion verlangt die Festlegung von Grenzwerten für die Entsorgung von Materialien in der Abfallverordnung (VVEA), die Beurteilung von belasteten Standorten in der Altlasten-Verordnung (AltIV), die Beurteilung von Böden in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) und Grenzwerte für die Einleitung in Gewässer. Die Umsetzung der Motion fokussiert im Gewässerschutz in einem ersten Schritt auf die Einleitung von gefasstem Deponiesickerwasser und verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten, das im Rahmen von Bauprojekten oder Sicherungsmassnahmen gepumpt wird. Konkret ergänzen das Bundesamt für Umwelt (BAFU), der Verband der Betreiber Schweizerischer Abfallverwertungsanlagen (VBSA) und der Verband der Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) die Vollzugshilfe «Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser» [82] von 2012 um das Thema PFAS. Dort wird das Vorgehen zur Herleitung von Einleitgrenzwerten für PFAS im gefassten Deponiesickerwasser unter Berücksichtigung der Eigenschaften des Abwassers, des Standes der Technik und des Zustandes des Gewässers im Einzelfall präzisiert. Dieses Vorgehen kann in Analogie auch für andere Abwässer wie gepumptes, verunreinigtes Grundwasser von belasteten Standorten verwendet werden.

Ziele

Ziel des vorliegenden Leitfadens ist es, den Stand der Technik zur Entfernung von PFAS aus gefasstem Deponiesickerwasser und gepumptem, verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten zu dokumentieren.

Der Leitfaden beschreibt Grundsätzliches zur Stoffklasse der PFAS und zu ihrem Auftreten in gefasstem Deponiesickerwasser und gepumptem, verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten. Deren Belastung mit PFAS wird zudem anhand von aktuellen Messungen in der Schweiz und dem nahen Ausland gezeigt. Es werden verschiedene Verfahren beschrieben, die derzeit zur Entfernung von PFAS aus solchen Abwässern erprobt sind und somit, oft auch als Verfahrenskombination, den Stand der Technik darstellen. Dies wird ergänzt durch eine Übersicht von Verfahren, die sich noch in Erprobung befinden.

Der vorliegende Leitfaden zum Stand der Technik bildet somit eine wichtige Grundlage für die Herleitung von Einleitgrenzwerten gemäss Vollzugshilfe «Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser» [82] im Einzelfall (Anh. 3.3, Ziff. 1, GSchV). Beide Dokumente sorgen gemeinsam für einen harmonisierten Vollzug.

Adressaten

Der Leitfaden richtet sich an:

- kantonale Vollzugsbehörden,
- Deponiebetreiber,
- Fachbüros für belastete Standorte
- Anlagenbauer sowie
- Hochschulen.

Der Leitfaden wurde auf Deutsch erstellt und ist in französischer und italienischer Sprache erhältlich. Ein Glossar auf Seiten 46-47 enthält eine Ausschreibung der Abkürzungen von PFAS und anderen Wörtern.

INHALT

1	Geltungsbereich	6
1.1	Rechtliche Einordnung	6
1.2	Anwendung des Leitfadens	7
2	Grundsätzliches zu PFAS	8
2.1	PFAS-Begriffsbestimmung	8
2.2	Verhalten in der Umwelt und in der Abwasserreinigung	9
2.3	PFAS in Deponien	9
2.4	PFAS-Analytik	10
3	Grundsätzliches zu Deponiesickerwasser und gepumptem, verunreinigtem Grundwasser	12
3.1	Deponiesickerwasser	12
3.2	Gepumptes verunreinigtes Grundwasser von belasteten Standorten	13
4	PFAS-Messungen in der Schweiz und im nahen Ausland	14
5	Übersicht Behandlungsverfahren	20
6	Stand der Technik Behandlungsverfahren	22
6.1	Adsorption an granulierte Aktivkohle (GAK)	22
6.2	Sorption an Ionentauscher	24
6.3	Fällung	26
6.4	Membranfiltration (Umkehrosmose/Nanofiltration)	27
6.5	Schaumfraktionierung	29
6.6	Ozofraktionierung	31
6.7	Elektrochemische Oxidation	33
6.8	Zusammenstellung - Stand der Technik der erprobten Verfahren	34
6.9	Analytische Verfahrenskontrolle	39
6.10	Kurze Übersicht über die noch nicht erprobten Verfahren	40
6.11	Beispiele zum Stand der Technik	42
	Glossar (Allgemein)	46
	Glossar (PFAS)	47

Verzeichnisse	48
Anhang	53

1 GELTUNGSBEREICH

1.1 Rechtliche Einordnung

Gemäss Schweizer Gewässerschutzgesetz (Art. 3 GSchG) besteht eine Sorgfaltspflicht, um nachteilige Einwirkungen auf die Gewässer zu vermeiden. Gemäss Art. 6 GSchG ist das Einbringen von Stoffen, die Gewässer mittel- oder unmittelbar verunreinigen können, in ein Gewässer untersagt. Abwasser, das den Anforderungen an die Einleitung in die Kanalisation nicht entspricht, muss vorbehandelt werden (Art. 12 GSchG). Für die Einleitung von verschmutztem Abwasser in ein Gewässer oder in die öffentliche Kanalisation ist eine Bewilligung der Behörde erforderlich (Art. 6 und 7 GSchV). Die entsprechenden Anforderungen an das Abwasser sind in den Anhängen der Gewässerschutzverordnung konkretisiert (Anh. 3.2 und 3.3 GSchV), wobei nur für eine sehr begrenzte Anzahl von Stoffen und Stoffgruppen konkrete Grenzwerte festgelegt sind. Für alle Stoffe, die Gewässer verunreinigen können, gilt gemäss Anh. 3.2 GSchV der Grundsatz, dass bei Produktionsprozessen und bei der Abwasserbehandlung die nach dem Stand der Technik notwendigen Massnahmen getroffen werden müssen, um so wenig Stoffe abzuleiten, wie dies technisch und betrieblich möglich und wirtschaftlich tragbar ist.

Das BAFU definiert den Stand der Technik wie folgt [2]:

- Stand der Technik meint ein bestimmtes technologisches Niveau.
- Der Begriff kennzeichnet einen fortschrittlichen Entwicklungsstand technologischer Verfahren.
- Diese Verfahren haben sich in der praktischen Anwendung bewährt oder sie sind in der Praxis sicher durchführbar.
- Die wirtschaftliche Durchführbarkeit muss gewährleistet sein, wobei zu beachten ist, dass die wirtschaftliche Durchführbarkeit nicht identisch ist mit individueller betriebswirtschaftlicher Vertretbarkeit oder Zumutbarkeit; vielmehr kommt es auf die ökonomische Durchführung entsprechender Verfahren usw. in dem betreffenden industriellen Sektor an.

Der VSA konkretisiert, dass der Stand der Technik den Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen in Industrie und Gewerbe abbildet, die für den Schutz der Umwelt sowie die effiziente Nutzung von Ressourcen praktisch geeignet sind [1]. Der Stand der Technik beschreibt Massnahmen zur Begrenzung von Emissionen in Luft, Wasser und Boden, zur Gewährleistung der Anlagensicherheit sowie zur Optimierung der Ressourcenwirtschaft und einer umweltverträglichen Abfallentsorgung. Bei allen Massnahmen gilt zudem das Verhältnismässigkeitsprinzip (Art. 5 BV) [1].

Der vorliegende Leitfaden dokumentiert den Stand der Technik zur Entfernung von PFAS aus gefasstem Deponiesickerwasser und gepumpten, verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten. Er dient als Entscheidungsgrundlage, um Massnahmen nach dem Stand der Technik festzulegen und als Grundlage, um standortspezifische Anforderungen an die Einleitung gemäss Anh. 3.2 und Anh. 3.3 GSchV herzu-leiten.

Dieser Leitfaden bildet den Stand der Technik zum Zeitpunkt November 2024 ab. Aufgrund der globalen Dimension und des dadurch betriebenen grossen Forschungsaufwandes, werden aktuell viele neue Erkenntnisse gewonnen. Dies führt dazu, dass sich der Stand der Technik besonders dynamisch entwickelt. Er muss daher regelmässig überprüft werden.

Die angegebenen Zahlenwerte, insbesondere auch diejenigen zu den erzielbaren Endkonzentrationen der Verfahren, wurden gemeinsam mit Fachexperten aus der Begleitgruppe hergeleitet und sind als «best-guess»-Abschätzung zu verstehen. Sie berücksichtigen die Schweizer Situation der PFAS-Belastung von Deponiesickerwasser und gepumpten, verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten. Die Kantone erhoben die zugrundeliegenden Daten (siehe Kapitel 4). Für die erzielbaren Endkonzentrationen konnte nicht auf Daten von Pilotversuchen zurückgegriffen werden.

Ebenfalls in Ermangelung von Pilotversuchen können zum jetzigen Zeitpunkt keine belastbaren Angaben zu Kosten der einzelnen Verfahren gemacht werden. Aus diesem Grund kann die Verhältnismässigkeit derzeit nicht bewertet werden. Diese ist generell im Einzelfall zu prüfen.

1.2 Anwendung des Leitfadens

Dieser Leitfaden beschreibt den Stand der Technik zur Entfernung von PFAS aus folgenden Abwasserarten:

- gefasstes Deponiesickerwasser
- gepumptes, verunreinigtes Grundwasser von belasteten Standorten, das behandelt und in die Kanalisation, in ein Oberflächengewässer oder in das Grundwasser eingeleitet wird. Dies umfasst Grundwasser:
 - direkt von einem belasteten Standort oder
 - aus dem Abstrombereich / der Schadstofffahne eines belasteten Standorts
 - das im Rahmen von altlastenrechtlichen Sanierungsmassnahmen (teils jahrelang) gepumpt wird oder
 - das im Rahmen von Baumassnahmen anfällt.

Der Leitfaden wurde nicht für den Stand der Technik zur Entfernung von PFAS aus anderen Abwässern wie z.B. kommunalen ARAs oder industriellen Abwasservorbehandlungsanlagen, Baustellenabwasser oder Abwasser von Bodenwaschanlagen erarbeitet. Er beschreibt auch nicht generell die Behandlung von Grundwasser, das mit PFAS belastet ist, sondern nur verunreinigtes Grundwasser, das im Rahmen eines Bau- oder Sanierungsprojekts gepumpt werden muss und von belasteten Standorten stammt. Dies, da andere Abwässer eine andere Zusammensetzung sowie andere betriebliche Rahmenbedingungen aufweisen können.

2 GRUNDSÄTZLICHES ZU PFAS

PFAS werden vom Menschen hergestellt, sind persistent und werden in der Umwelt praktisch nicht abgebaut. Über verschiedene Expositionswege können sie schädlich für Organismen sein. Gemäss der Europäischen Chemikalienverordnung REACH¹ gelten daher einige der PFAS als «besonders besorgniserregend». Für einige wenige PFAS wurde basierend auf der CLP-Verordnung² eine behördliche Einstufung bezüglich Gesundheitsgefahren festgelegt. So wurde z.B. PFOA als krebserregend «Kategorie 2» (Verdacht auf karzinogene Wirkung) eingestuft. Gemäss der Europäischen Lebensmittelbehörde EFSA ist die bedeutsamste Wirkung von PFAS auf die Gesundheit des Menschen eine verminderte Immunantwort. Die EFSA legte 2020 einen Wert von 4.4 ng/kg Körpergewicht für die Summe von 4 PFAS (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS) als tolerierbare wöchentliche Aufnahme durch Lebensmittel fest. Diese vier Einzelstoffe wurden aufgrund einer Expositionsanalyse als diejenigen mit dem höchsten Massenbeitrag in ca. 70'000 Lebensmittelproben identifiziert.

In der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung³ sind derzeit PFOS, ihre Derivate (seit 2011) PFHxS und ihre Vorläuferverbindungen sowie PFOA und weitere langkettige Perfluorcarbonsäuren (C9 – C14-PFCA) einschliesslich ihrer Vorläuferverbindungen reguliert (alle seit 2022).

2.1 PFAS-Begriffsbestimmung

2.1.1 Gruppe der PFAS

PFAS ist eine übergreifende Bezeichnung einer Stoffgruppe aus weit über 4'700 Verbindungen [61]. Gemäss dieser Definition gehören, mit einigen wenigen Ausnahmen, alle Chemikalien mit mindestens einer perfluorierten Methylgruppe (-CF₃) oder einer perfluorierten Methylengruppe (-CF₂-) zu den PFAS. Die starke Fluor-Kohlenstoff-Bindung (C-F) ist für die ausserordentliche Persistenz der PFAS verantwortlich. Als perfluorierte Verbindungen werden Stoffe bezeichnet, bei denen jede Kohlenstoff-Wasserstoff-Bindung (C-H) durch eine Fluor-Kohlenstoff-Bindung ersetzt wurde. Von polyfluorierten Verbindungen ist die Rede, wenn nur ein Teil der C-H-Bindungen als C-F-Bindungen ausgebildet sind. Weiterhin lassen sich PFAS-Moleküle aufgrund ihrer funktionellen Gruppen (z.B. Carbonsäure- oder Sulfonsäuregruppe, Alkohole), ihrer Kettenlänge sowie des Verzweigungsgrades unterteilen. PFAS können als Einzelmoleküle oder als Polymere (z.B. Teflon: Polytetrafluorethylen; PTFE) vorliegen. Als Vorläuferverbindungen von Perfluorcarbonsäuren bzw. Perfluorsulfonsäuren werden Substanzen bezeichnet, die sich in diese umwandeln können. Dazu gehören z.B. die Fluortelomeralkohole aber auch Fluorpolymere, insbesondere solche mit fluorierten Seitenketten [62].

2.1.2 PFAS mit unterschiedlichen Kettenlängen

PFAS werden in kurzkettige und langkettige Verbindungen unterteilt, wobei unterschiedliche Definitionen existieren (so z.B. [60] und [59]).

Für diesen Leitfaden wird die Definition gemäss OECD [61] verwendet. Folgende PFAS werden als langkettig bezeichnet:

- **Perfluorcarbonsäuren mit 7 und mehr vollständig fluorierten C-Atomen, wie PFOA und PFNA,**
- **Perfluorsulfonsäuren mit 6 und mehr vollständig fluorierten C-Atomen, wie PFHxS und PFOS,**
- **Stoffe, die das Potenzial haben, sich zu langkettigen Perfluorcarbonsäuren oder -sulfonsäuren abzubauen oder umzuwandeln, d.h. Vorläuferverbindungen wie Perfluoralkansulfonsäuren und fluortelomerbasierte Verbindungen.**

Verbindungen mit weniger als den oben angegebenen fluorierten C-Atome, wie z.B. PFHpA oder PFPeS werden als kurzkettig bezeichnet.

PFAS mit weniger als 3 fluorierten C-Atomen, wie z.B. Trifluoressigsäure (TFA) werden als ultrakurzkettig bezeichnet. TFA ist ein Abbauprodukt zahlreicher Pflanzenschutzmittel und Kältemittel. Industriell dient es zur Herstellung fluorierten Verbindungen. In der Umwelt wird TFA nicht weiter abgebaut [39]. Es kommt flächendeckend im Grundwasser und somit auch im Trinkwasser der Schweiz vor [40][64]. Messungen in Deponiesickerwasser in Österreich zeigten, dass TFA dort die dominierende PFAS-Einzelsubstanz ist: in vier Deponiesickerwasserproben lag der Anteil von TFA im Vergleich zu den anderen gemessenen 17 PFAS-Einzelsubstanzen jeweils über 50% [41].

¹ Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1907>

² Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex:32008R1272>

³ ChemRRV, SR 814.81

Die ultrakurzkettigen PFAS sind bisher bei der Festlegung und Vorschlägen von Grenzwerten und Qualitätsnormen, z.B. der EU bewusst ausgenommen. TFA und PFPrA sind auch nicht in der PFAS-Strategie-Roadmap der amerikanischen Umweltschutzbehörde (US EPA) als besorgniserregende Verbindungen eingestuft und nicht in die Liste des Toxic Release Inventory aufgenommen worden [45]. Die Wirkung von TFA unterscheidet sich grundsätzlich von jener der länger-kettigen PFAS, welche bei geringeren Dosen gesundheitsschädlich sein können [43]. Vorhandene Qualitätskriterien für TFA sind im Vergleich zu den länger-kettigen PFAS wie PFOS oder PFOA dementsprechend hoch: deutscher Trinkwasserleitwert 60 µg/L [76], dänischer Grenzwert Trinkwasser 9 µg/L [77].

Zudem sind die in diesem Leitfaden beschriebenen Verfahren für ultrakurzkettige PFAS derzeit nicht sinnvoll anwendbar, mit Ausnahme allenfalls der Umkehrosmose. Bei der Datenerhebung 2024 bei den Kantonen (siehe Kapitel 4) wurden die ultrakurzkettigen PFAS nicht explizit abgefragt und auch nicht bei den optionalen, zusätzlichen Einzelstoffen gemeldet. Es liegen daher also keine Messdaten aus der Schweiz für die hier betrachteten Abwässer vor.

Aus diesen Gründen sind die ultrakurzkettigen PFAS wie TFA oder PFPrA nicht Gegenstand dieses Leitfadens.

2.2 Verhalten in der Umwelt und in der Abwasserreinigung

Kurzkettige PFAS sind extrem langlebig und mobil, das heisst, sie verteilen sich in der Umwelt in kürzester Zeit besonders über das Wasser. Aufgrund ihrer geringen Adsorptionsneigung sind kurzkettige PFAS während der (konventionellen) Wasseraufbereitung schwer aus dem Wasser entfernbar [63]. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass sich das Verhalten auch innerhalb dieser Stoffgruppe je nach Kettenlänge und funktionellen Gruppen stark unterscheidet. Langkettige PFAS sind ebenfalls extrem langlebig, aber nicht so mobil. Stattdessen reichern sie sich in verschiedenen Organismen und letztlich auch im Menschen an. Das Adsorptionspotenzial langkettiger PFAS ist höher als für kurzkettige PFAS. Dadurch ist beispielsweise auch eine Retention im Boden möglich.

Aufgrund dieses höheren Adsorptionspotenzials können sich langkettige PFAS bei der Abwasserbehandlung im Klärschlamm anreichern und werden so teilweise aus dem Abwasser entfernt [51]. Bis ins Jahr 2006 war die Ausbringung von Klärschlamm als Dünger auf Landwirtschaftsflächen in der Schweiz zulässig. Untersuchungen in Milchproben in St. Gallen zeigten, dass in Regionen mit hoher PFOS-Belastung früher Klärschlamm ausgebracht wurde [66]. Ebenso wurden im Fleisch von Tieren, die auf solchen Flächen weideten, erhöhte PFAS-Werte gemessen [67]. In Untersuchungen von etwa 100 Abwasserreinigungsanlagen (ARA) in den Kantonen St. Gallen und Zürich konnten in allen Zu- und Abläufen PFAS nachgewiesen werden [48][65]. Neben den bekannten perfluorierten Carbon- und Sulfonsäuren wurden vermehrt auch polyfluorierte Verbindungen wie 6:2 FTS und Capstone B gefunden, die nach dem Verbot von PFOS, PFHxS und PFOA als Ersatzstoffe eingesetzt werden. Interessanterweise wurde bei der Summe der untersuchten PFAS in einigen Fällen eine Konzentrationszunahme über die ARA hinweg festgestellt. Diese Zunahme ist auf die Bildung von Carbonsäuren der Reihen C4 bis C8 zurückzuführen, die durch Oxidationsprozesse (aerober biologischer Abbau, Ozonierung) aus polyfluorierten Vorläufersubstanzen entstehen können [65]. Viele dieser Vorläufersubstanzen sind bislang unbekannt und werden daher nicht in den Analysen erfasst. Die Untersuchung in ARA mit erweiterten Verfahren (Ozonierung, PAK oder GAK) zeigt allgemein keine signifikante Elimination der PFAS; während jedoch in einzelnen ARA ein positiver Effekt festgestellt werden konnte: mittlere Eliminationsraten von 70% (Herisau, PAK) und 35% (Thal-Altenrhein, Ozon/GAK) [48]. Eine fehlende Elimination durch Aktivkohle ist vermutlich auf einen hohen DOC-Gehalt bzw. das Vorliegen anderer, organischer Stoffe im Abwasser zurückzuführen, die stärker an die Aktivkohle adsorbieren als PFAS (siehe Kapitel 6.1).

2.3 PFAS in Deponien

PFAS wurden bzw. werden aufgrund ihrer schmutz-, fett- und wasserabweisenden Eigenschaft vielseitig eingesetzt (z.B. Textil- und Lederindustrie, Papier- und Druckerzeugnisse, Galvanik). Auf Deponien gelangten und gelangen PFAS beispielsweise durch die Ablagerung von Produktionsrückständen aus Betrieben, die PFAS einsetzen oder eingesetzt haben. Weitere Quellen waren oder sind Schlacke aus Kehrrichtverbrennungsanlagen, mineralische Bauabfälle, Tunnelausbruch, Ablagerung von Brandschutt oder Löschmitteleinsätze bei Bränden oder Brandübungen direkt auf der Deponie. Das Verhalten der PFAS-Einzelstoffe in einer Deponie ist komplex. Untersuchungen des Kantons Zürich in Deponien des Typs D (siehe nächstes Kapitel) konnten keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen, dem Alter des Deponie-Kompartiments und der Art der abgelagerten Verbrennungsrückstände feststellen. Es wurden jedoch tendenziell höhere PFAS-Konzentrationen in den tiefer liegenden, älteren Schlackeschichten gemessen.

sen. Dies ist eventuell auf einen abnehmenden Einsatz von PFAS zurückzuführen [49]. Faktoren wie Fliesswege, Verweilzeiten des Wassers (Mikroporen), pH-Wert und Sorption beeinflussen die PFAS-Mobilisierung. Das Vorkommen und die Konzentrationsverteilung von PFAS-Einzelstoffen im Deponiesickerwasser hängt auch von vorhandenen Vorläufer-Verbindungen ab, die PFAS bilden. Im Projekt «Altdeponien BAFU 2024» [50] wurden jedoch keine hohen Konzentrationen an Vorläufersubstanzen festgestellt, d.h. diese spielen bei Altdeponien offenbar keine Rolle. In diesen Untersuchungen wurde auch keine Korrelation zwischen der PFAS-Konzentration im Deponiesickerwasser und der Deponiegrösse, dem Betriebsende der Deponie und der Deponieklasse bzw. den abgelagerten Abfällen festgestellt [50]. Die aktuellen Messdaten (siehe Kapitel 4) zeigen aber, dass Deponien der Typen C bis E generell höhere PFAS-Konzentrationen im Deponiesickerwasser aufweisen als solche der Typen A und B. Gegebenenfalls ist in Zukunft eine Verschiebung hin zu kurzkettigen PFAS aufgrund der bereits bestehenden Regulierung von länger-kettigen PFAS zu erwarten. Eine 10-jährigen Studie in drei Hauskehrrichtdeponien der USA zeigte, dass die PFOA- und PFOS-Konzentrationen im Beobachtungszeitraum signifikant abnahmen und kurzkettige wie PFBA, PFBS und PFHxA zunahmen [52].

2.4 PFAS-Analytik

Angesichts der grossen Anzahl an verschiedenen PFAS-Einzelsubstanzen ist ein analytischer Nachweis äusserst komplex. Einen Summenparameter für PFAS gibt es aktuell nicht. Nur für einige wenige Einzelsubstanzen liegen analytische Messmethoden vor. Deshalb werden oft mehrere PFAS, im Hinblick auf die Anforderungen der massgeblichen Verordnungen, als Summen aus den Einzelmessungen zusammengefasst. Eine Übersicht ist in Tab. 1 zusammengestellt.

Eine gute Übersicht über anwendbare Messmethoden und deren Vergleichbarkeit findet sich im Bericht des österreichischen Umweltbundesamts [41]. So kann z.B. die gesamtorganische Belastung mit Fluorverbindungen durch die Summenparameter TOF (total organic fluorine), AOF (adsorbable organic fluorine) oder EOF (extractable organic fluorine) analytisch erfasst werden. Neben den PFAS werden hier allerdings auch alle weiteren organischen Verbindungen, die Fluor enthalten, erfasst. Mit der TOPA-Methode (total oxidizable precursor assay / TOP-Assay) werden unbekannte PFAS, wie z.B. polyfluorierte Alkylsäuren unter oxidativen Bedingungen zu perfluorierten Alkylsäuren transformiert, die anschliessend gezielt analysiert werden können. Dabei kann jedoch ein Rest an nicht-oxidierbaren PFAS verbleiben, die dann analytisch nicht erfasst werden.

Es gibt derzeit keine Methode, um den Gesamtgehalt an PFAS exakt zu bestimmen. Alle Ansätze (Messung von Einzelsubstanzen, summarische Methoden wie AOF, EOF und der TOP-Assay) haben unterschiedliche Unsicherheiten in Hinblick auf den Gesamtgehalt. In der Einzelstoffanalytik kann nur die Summe aus den ausgewählten, gemessenen Einzelstoffen gebildet werden. TOF, AOF und EOF können die PFAS-Gesamtkonzentrationen überschätzen und beim TOP-Assay wird die PFAS-Gesamtkonzentration unterschätzt. Zur Beurteilung von PFAS-Belastungen werden Werte aus Einzelstoffmessungen teilweise nach ihrer Toxizität gewichtet summiert. Zum Beispiel gilt bei der Beurteilung der Sanierungsbedürftigkeit von belasteten Standorten in der Schweiz gemäss der Altlastenverordnung derzeit ein standortspezifischer, toxizitätsgewichteter Konzentrationswert für PFAS von 50 ng TEQ/L (K-Wert). Dabei gilt der Wert mindestens für die Summe der Konzentrationen von 9 PFAS-Einzelsubstanzen (s. Tab. 1) multipliziert mit dem jeweiligen Toxizitätsäquivalent der Einzelsubstanz. Die Toxizitätsäquivalente unterscheiden sich je nach Kettenlänge und funktionellen Gruppen.

Tab. 1

Übersicht zu verschiedenen PFAS-Summenparameter, in Klammern angegeben sind die Toxizitätsäquivalente

	Summenformel	CAS-Nr.	PFAS-9 ^a (CH)	PFAS-13 ^b (DIN)	PFAS-4 ^c (EFS A)	PFAS-20 ^c (DE)	24 PFAS als PFOA-Äquivalente ^d (EU)	24 PFAS ^e (US EPA)
kurzkettige PFAS								
PFBA	C ₄ HF ₇ O ₂	375-22-4	x (0.05)	x		x	x (0.05)	x
PFBS	C ₄ HF ₉ O ₃ S	375-73-5	x (0.001)	x		x	x (0.001)	x
PFPeA	C ₅ HF ₉ O ₂	2706-90-3	x (0.05)	x		x	x (0.03)	x
PFPeS	C ₅ HF ₁₁ O ₃ S	2706-91-4				x	x (0.3005)	x
PFHxA	C ₆ HF ₁₁ O ₂	307-24-4	x (0.01)	x		x	x (0.01)	x
GenX	C ₆ F ₁₁ O ₃	122499-17-6					x(0.06)	
cC6O4	C ₆ HF ₉ O ₆	1190931-41-9					x (0.06)	
4:2-FTS	C ₆ H ₅ F ₉ O ₃ S	757124-72-4						x
PFHpA	C ₇ HF ₁₃ O ₂	375-85-9	x (1)	x		x	x (0.505)	x
6:2-FTS	C ₈ H ₅ O ₃ F ₁₃ S	27619-97-2		x				x
6:2 FTOH	C ₈ H ₅ F ₁₃ O	678-39-7					x (0.02)	
langkettige PFAS								
PFHxS	C ₆ HF ₁₃ O ₃ S	355-46-4	x (0.6)	x	x	x	x (0.6)	x
PFHpS	C ₇ HF ₁₅ O ₃ S	375-92-8		x		x	x (1.3)	x
DONA	C ₇ H ₂ F ₁₂ O ₄	919005-14-4					x (0.03)	
PFOA	C ₈ HF ₁₅ O ₂	335-67-1	x (1)	x	x	x	x (1)	x
PFOS	C ₈ HF ₁₇ O ₃ S	1763-23-1	x (2)	x	x	x	x (2)	x
PFOSA	C ₈ H ₂ F ₁₇ NO ₂ S	754-91-6		x				x
N-MeFOSAA	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(CH ₃)CH ₂ COOH	2355-31-9						x
N-EtFOSAA	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(C ₂ H ₅)CH ₂ COOH	2991-50-6						x
PFNA	C ₉ HF ₁₇ O ₂	375-95-1	x (10)	x	x	x	x (10)	x
PFNS	C ₉ HF ₁₉ O ₃ S	68259-12-1				x		x
PFDA	C ₁₀ HF ₁₉ O ₂	335-76-2		x		x	x (7)	x
PFDS	C ₁₀ HF ₂₁ O ₃ S	335-77-3				x	x (2)	x
8:2-FTS	C ₁₀ H ₅ F ₁₇ O ₃ S	39108-34-4						x
8:2 FTOH	C ₁₀ H ₅ F ₁₇ O	678-39-7					x (0.04)	
PFUnDA	C ₁₁ HF ₂₁ O ₂	2058-94-8				x	x (4)	x
PFUnDS	C ₁₁ HF ₂₃ O ₃ S	749786-16-1				x		
PFDoDA	C ₁₂ HF ₂₃ O ₂	307-55-1				x	x (3)	x
PFDoDS	C ₁₂ HF ₂₅ O ₃ S	79780-39-5				x		
PFTrDA	C ₁₃ HF ₂₅ O ₂	72629-94-8				x	x (1.65)	x
PFTrDS	C ₁₃ HF ₂₇ O ₃ S	791563-89-8				x		
PFTeDA	C ₁₄ HF ₂₇ O ₂	376-06-7					x (0.3)	x
PFHxDA	C ₁₆ HF ₃₁ O ₂	67905-19-5					x (0.02)	
PFODA	C ₁₈ HF ₃₅ O ₂	16517-11-6					x (0.02)	

^a CH: Analytik im Altlasten- und Abfallbereich

^b Analytik gemäss DIN 38407-42 (Wasser) und DIN 38414-14 (Feststoff)

^c Deutsche Trinkwasserverordnung, entspricht der EU-Richtlinie 2020/2184

^d Vorschlag für eine Umweltqualitätsnorm (UQN) für Oberflächengewässer der EU-Kommission vom Oktober 2022

^e US EPA, Methode 8327

3 GRUNDSÄTZLICHES ZU DEPONIESICKERWASSER UND GEPUMPTEM, VERUNREINIGTEM GRUNDWASSER

3.1 Deponiesickerwasser

In der Schweiz werden auf Deponien stofflich nicht verwertbare und nicht brennbare Abfälle, sowie Rückstände aus der Abfallverbrennung gelagert. Es existieren 5 Deponietypen (A – E), wobei die aufsteigende Folge für das zunehmende Gefährdungspotenzial, der dort abgelagerten Abfälle und den damit verbundenen baulichen/technischen Anforderungen an die jeweilige Deponie, zu verstehen ist.

Tabelle 2 gibt eine Übersicht der Deponietypen, der dort abzulagernden Abfälle und die Referenz in der Abfallverordnung⁴. Die verschiedenen Phasen einer Deponie (Errichtung, Betrieb, Nachsorge) sind ebenfalls in der VVEA geregelt.

Deponietyp	Abfalltyp	VVEA
A	- Unverschmutztes Aushub- und Bodenmaterial <i>i.d.R. nachsorgefrei; Deponiesickerwasser: unproblematisch</i>	Anhang 5 Ziffer 1
B	- Schwach verschmutztes Aushubmaterial - wenig belastete Boden - mineralische, nicht verwertbare Bauabfälle	Anhang 5 Ziffer 2
C	- Anorganische und schwerlösliche Rückstände - restmetallhaltige Abfälle <i>meist vorgängige Behandlung nötig</i>	Anhang 5 Ziffer 3
D	- Verbrennungsrückstände	Anhang 5 Ziffer 4
E	- div. stark belastete Abfälle	Anhang 5 Ziffer 5

Tab. 2
Übersicht der in der Schweiz geltenden Deponietypen gemäss VVEA.

Als Deponiesickerwasser wird im Allgemeinen Wasser bezeichnet, dass sich an der Sohle einer Deponie ansammelt. Die Menge des anfallenden Sickerwassers ist abhängig vom gesamten Niederschlag, vom Oberflächenabfluss, von der Verdunstung, dem Speicherwasser und von der Bauweise der Deponie (abgedichtet bzw. nicht abgedichtet). Für die Einleitung von Deponiesickerwasser in Oberflächengewässer müssen gesetzliche Vorgaben (GSchV) eingehalten werden, d.h. das Sickerwasser muss eine dementsprechende Qualität aufweisen. Das Sickerwasser von Deponien des Typs A, auf welchen unverschmutztes Aushub- und Bodenmaterial abgelagert wird, gilt als unbedenklich und wird deshalb nicht gefasst. Typ B-Deponien können aufgrund der inerten, wenig schadstoffhaltigen Abfälle ihr anfallendes Sickerwasser meist schon während der Betriebsphase in ein Oberflächengewässer einleiten. Sickerwässer der Deponien der Typen C bis E hingegen werden in aller Regel gefasst und einer zentralen ARA zugeführt. Sie dürfen erst nach Erreichen der erforderlichen Wasserqualität in ein Oberflächengewässer eingeleitet werden. Sowohl während der Einleitung in die zentrale ARA wie auch bei einer späteren, allfälligen Einleitung in ein Oberflächengewässer kann eine weitergehende Behandlung notwendig sein. Grundsätzlich stellt jede Deponie einen Einzelfall dar, dessen Sickerwasser für eine allfällige Behandlung zu prüfen ist [47]. Die Zusammensetzung des Abfallinventars von Deponien ist meist geprägt von einem sehr inhomogenen Stoffgemisch, das sowohl einen organischen als auch einen mineralischen Anteil enthalten kann. Durch den (meist) vertikalen Transport der oben genannten Wasserströme durch den Deponiekörper wird die Zusammensetzung des entstehenden Sickerwassers hauptsächlich durch biochemische Umsetzungs- und Auswaschprozesse im Deponiekörper beeinflusst. Wie in Kapitel 2 bereits erwähnt, gelangen PFAS über diverse Wege in eine Deponie. Hier verhalten sich PFAS wie in der Umwelt und werden durch den vertikalen Wassertransport über präferenzielle Fliesswege mobilisiert und gelangen so in das Sickerwasser einer Deponie. Deponiesickerwasser ist aufgrund der hier beschriebenen Einflüsse (inhomogenes abgelagertes Material, (bio-)chemische Abbau- und Umbauprozesse, Wasserhaushalt) ein komplexes Wasser-Stoffgemisch. Diese Komplexität führt zu Matrixeffekten, die sowohl die Deponiesickerwasser-Behandlung als

⁴ Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen, VVEA, SR 814.600

auch die Analytik einzelner Stoffe erschwert und besondere Massnahmen erfordert. Insbesondere können Salz- und DOC-Frachten im Deponiesickerwasser die Entfernung von PFAS stark beeinträchtigen (siehe Kapitel 6).

3.2 Gepumptes verunreinigtes Grundwasser von belasteten Standorten

Gepumptes Grundwasser von belasteten Standorten kann durch verschiedenste Schadstoffe verunreinigt sein. Quellen für PFAS-Verunreinigungen können Betriebsstandorte, Brandübungsplätze, Ablagerungsstandorte oder Unfallstandorte sein. PFAS liegen aufgrund ihrer Stoffeigenschaften in den meisten Fällen nicht als reine Phase im Untergrund vor, sondern sorbieren an das Untergrundmaterial oder sind im Grundwasser gelöst. Generell ist davon auszugehen, dass das Grundwasser im Vergleich zu Deponiesickerwasser eine einfachere Matrix darstellt (z.B. wegen der geringeren Belastung mit organischem Material), aber im Einzelfall stark mineralisiert sein kann (z.B. hohe Konzentrationen von Ca oder Fe).

Das gepumpte Grundwasser wird nach erfolgreicher Behandlung in die Kanalisation oder ein Oberflächen-gewässer abgeleitet oder in den Grundwasserleiter reinfiltiert. Die Art der Ableitung oder Reinfiltration wird dabei von der zuständigen kantonalen Behörde festgelegt bzw. bewilligt. In dieser Bewilligung müssen die Anforderungen für die relevanten Parameter (auch für PFAS) festgelegt werden.

4 PFAS-MESSUNGEN IN DER SCHWEIZ UND IM NAHEN AUSLAND

Nachstehende Tabelle 3 zeigt Konzentrationen von PFAS im Deponiesickerwasser und gepumptem verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten in der Schweiz und im nahen Ausland. Diese werden aufgezeigt, damit man die typischen Konzentrationen abschätzen kann, die zu erwarten und ggf. zu behandeln sind. Die Konzentrationswerte für die PFAS-Einzelsubstanzen in der Schweiz stammen aus einer Umfrage bei den Kantonen und zeigen Werte aus den Jahren 2022 bis 2024 von ausgewählten Standorten. Angegeben sind nur Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze (BG) sowie deren jeweilige Anzahl. Zusätzliche Auswertungen dieser Daten sowie die Anzahl Messungen unter der Bestimmungsgrenze sind im Anhang dargestellt.

Die Messdaten im Deponiesickerwasser aus der Schweiz liegen in derselben Grössenordnung wie die Messungen aus Deutschland und Österreich (<BG bis zu einigen µg/L). Ausnahmen bilden einzelne Messwerte, z.B. PFBA mit 23 µg/L aus einer Deponie Typ A (Tunnelausbruchmaterial).

Auch die in der Schweiz gemessenen Werte im Grundwasser von belasteten Standorten sind nicht grundsätzlich unterschiedlich zu denen der anderen Länder. Einschränkend muss zu den Werten aus Frankreich gesagt werden, dass diese im Rahmen von Routinemessungen erhoben wurden und nicht gezielt vermutete oder bekannte Standorte mit PFAS-Belastungen beprobt wurden. Zudem sind hier nur die Maximalwerte gezeigt.

Neben den gemessenen Einzelstoffen gibt es in der Literatur auch Angaben über gemessene Summenparametern. Bei diesen ist jedoch nicht in jedem Fall klar aus welchen Einzelsubstanzen sich die Summen zusammensetzen und es sind auch nur wenige Messungen von einzelnen Standorten vorhanden. Auf eine Darstellung dieser Werte wurde deshalb verzichtet.

Exemplarisch sind die Messungen von PFOA und PFOS im Deponiesickerwasser von unterschiedlichen Deponietypen in der Schweiz in Abb. 1 gezeigt. Die höchsten Konzentrationen wurden für die Deponietypen C, D und E gefunden. Bei nahezu allen Deponiesickerwässern wurden die «9 Altlasten-PFAS»⁵ gemessen und oberhalb der Bestimmungsgrenze⁶ nachgewiesen. Weitere PFAS-Einzelsubstanzen, die häufig nachgewiesen werden konnten, sind PFDA, PFPeS, PFHpS und 6:2-FTS. Auch für die kurzkettigen PFAS wurden – mit der oben angesprochenen Ausnahme PFBA – die höchsten Werte in den Deponietypen C, D und E gefunden (siehe hierzu auch die Abbildungen im Anhang).

⁵ Die «9 Altlasten-PFAS» sind: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFBS, PFHxS und PFOS.

⁶ Die Bestimmungsgrenze liegt je nach Substanz, Alter der Messdaten und Matrix zwischen 0.001 und 0.005 µg/L.

	Schweiz						Österreich						Frankreich
	Deponiesickerwasser			Gepumptes, verunreinigtes Grundwasser			Deponiesickerwasser			Gepumptes, verunreinigtes Grundwasser			Grundwasser
	min	max	n	min	max	n	min	max	n	min	max	n	max
	µg/L			µg/L			µg/L			µg/L			µg/L
PFBA	0.001	23	175	0.0001	35.5	86	0.08	3	6				2.35
PFPeA	0.001	4.6	187	0.0002	106	91	0.02	2	6				5.89
PFHxA	0.001	7.5	194	0.00011	276.6	93	0.045	5.6	9				9.76
PFHpA	0.001	4.7	192	0.001	9.9	70	0.03	1.5	6				2.09
PFOA	0.001	16.2	196	0.001	0.4	76	0.36	5	9				10.2
PFNA	0.001	0.712	135	0.001	10	24	0.002	0.08	6				0.547
PFDA	0.001	0.673	54	0.002	10	13	0.0025	0.2	6				0.151
PFUnDA	0.001	0.087	6	0.008	0.012	8							0.0255
PFDoDA	0.001	0.123	5	0.003	0.024	8							0.029
PFTTrDA	0.002	0.002	1	0.0015	0.015	8							0.33
PFBS	0.001	10	168	0.000004	2.01	72	0.085	1.8	6				1.08
PFPeS	0.001	3.88	83	0.0006	0.02	10							1.17
PFHxS	0.0017	9.22	189	0.001	3.5	73	0.02	0.55	6				1.56
PFHpS	0.001	1.04	66	0.002	0.027	10	0.001	0.007	6				0.236
PFOS	0.001	18.3	198	0.001	4.6	81	0.019	0.84	18		0.047	28	6.2
PFNS	0.006	0.006	1										0.004
PFDS	0.002	0.096	5	0.005	0.01	8	0.0004	0.02	6				

Tab. 3

Gemessene PFAS-Einzelstoffkonzentrationen in Deponiesickerwasser und im gepumpten verunreinigten Grundwasser von belasteten Standorten

	Schweiz						Österreich						Frankreich
	Deponiesickerwasser			Gepumptes, verunreinigtes Grundwasser			Deponiesickerwasser			Gepumptes, verunreinigtes Grundwasser			Grundwasser
	min	max	n	min	max	n	min	max	n	min	max	n	max
	µg/L			µg/L			µg/L			µg/L			µg/L
(P)FOSA	0.001	0.099	26										
MeFOSA	0.003	0.003	1										
MeFOSAA	0.005	0.146	9										
EtFOSA	0.004	0.004	1										
EtFOSAA	0.003	1.81	13										
4:2-FTS	0.0075	0.0075	1	0.00122	0.00122	1							
6:2-FTS	0.001	0.34	26	0.054	3.48	2							
8:2-FTS	0.002	0.056	11	0.00506	0.00506	1							
GenX				0.00003	0.00006	8							
DONA				0.00003	0.00048	8							
Capstone A													
Capstone B	0.02	1.7	7										
HPFHpA	0.005	0.005	1										

Tab. 3
Gemessene PFAS-Einzelstoffkonzentrationen in Deponiesickerwasser und im gepumpten verunreinigten Grundwasser von belasteten Standorten

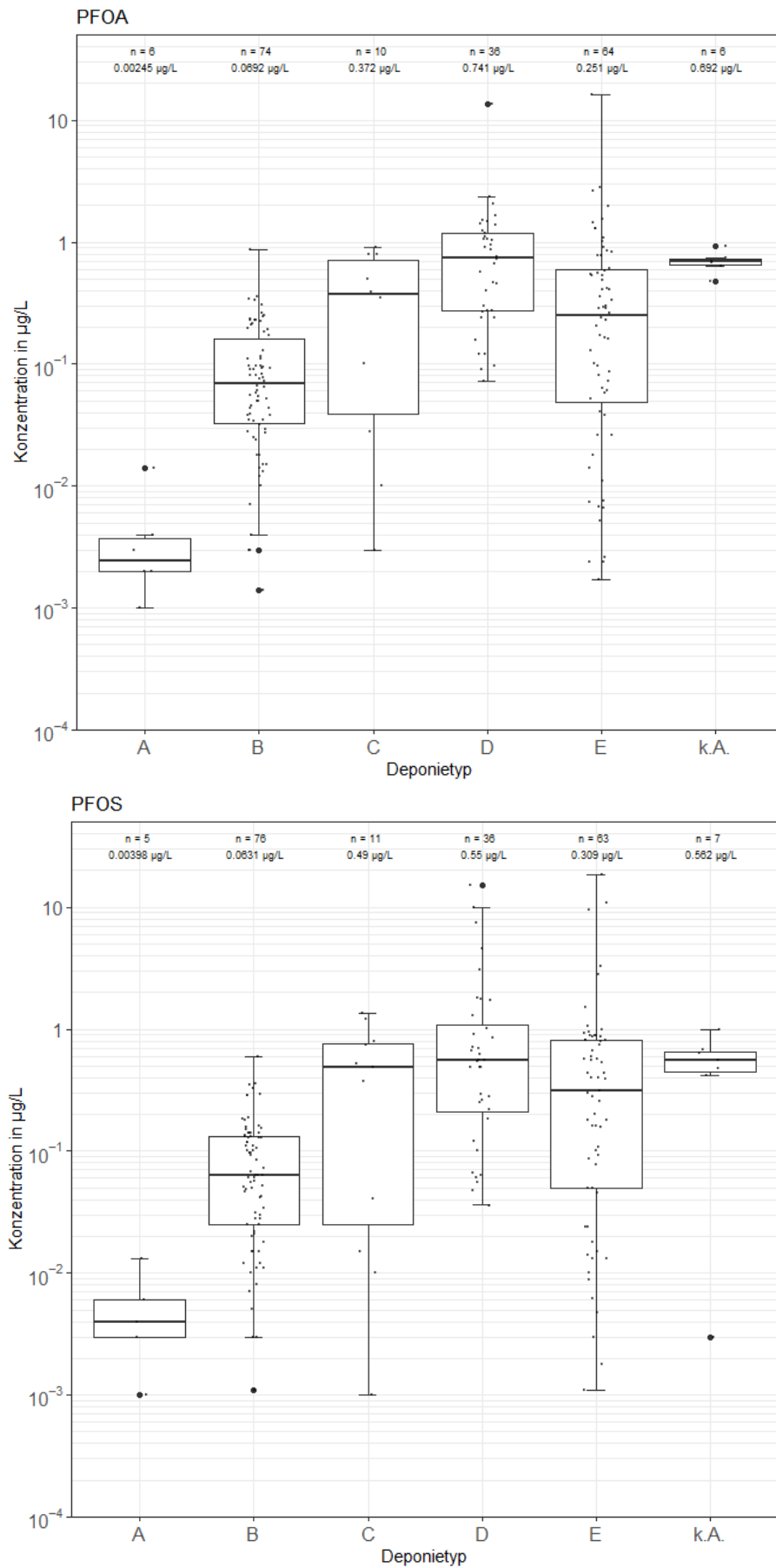


Abb. 1
PFAS-Messungen (PFOA und PFOS, CH 2022 bis 2024) im Deponiesickerwasser von unterschiedlichen Deponien. Angaben von Anzahl Messungen >BG und der Median. Die Box entspricht dem Bereich, in dem die mittleren 50 % der Daten liegen. Die Fehlerbalken entsprechen dem 1.5-fachen des Abstands zwischen oberem und unterem Quartil (75 % bzw. 25% der Werte). Ausreisser sind als grössere Punkte dargestellt.

Die nachfolgende Abbildung 2 zeigt anhand der Daten aus der Schweiz exemplarisch, welche Konzentrationen im Grundwasser an belasteten Standorten (Brandübungsplätze und Betriebsstandorte) gefunden wurden. Im Vergleich zu den Messungen von Deponiesickerwasser liegen die Medianwerte ca. eine Grössenordnung tiefer.

Auch bei nahezu allen verunreinigten, gepumpten Grundwässern von belasteten Standorten wurden die «9 Altlasten-PFAS»⁵ gemessen und oberhalb der Bestimmungsgrenze⁶ nachgewiesen (insgesamt ca. 1'000 Messwerte, davon ca. 670 >BG). Weitere Einzelstoffe, die über der Bestimmungsgrenze gefunden wurden, sind PFDA, PFPeS, PFHpS, Gen-X und DONA (150 gemessen, davon 90 >BG).

Im Gegensatz zu den Messungen im Deponiesickerwasser wurden einzelne PFAS aus der Gruppe der 36 abgefragten Substanzen im Grundwasser nicht analysiert (MeFOSAA, EtFOSAA, 9Cl-PF3ONS, 8:2-FTUCA, Capstone A und HPFHpA). Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass bislang hauptsächlich die 9 altlastenrechtlich relevanten PFAS gemessen wurden. Generell liegen die Medianwerte der PFAS-Einzelstoffkonzentrationen bei Betriebsstandorten höher als bei den Brandübungsplätzen, teilweise um mehr als eine Grössenordnung.

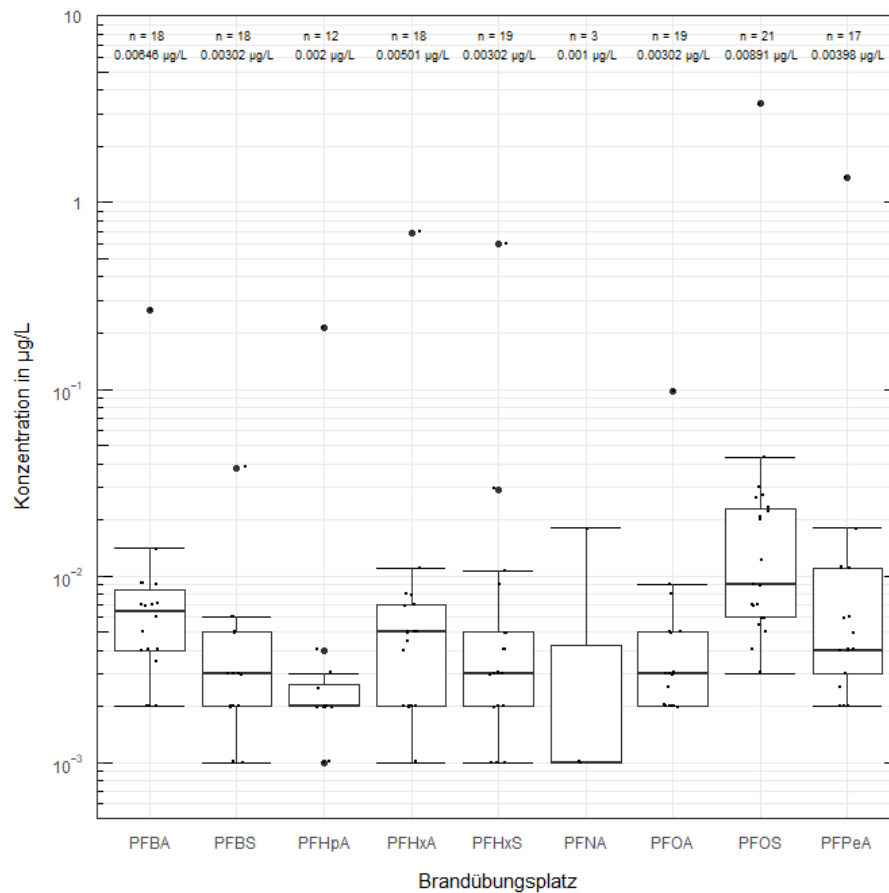
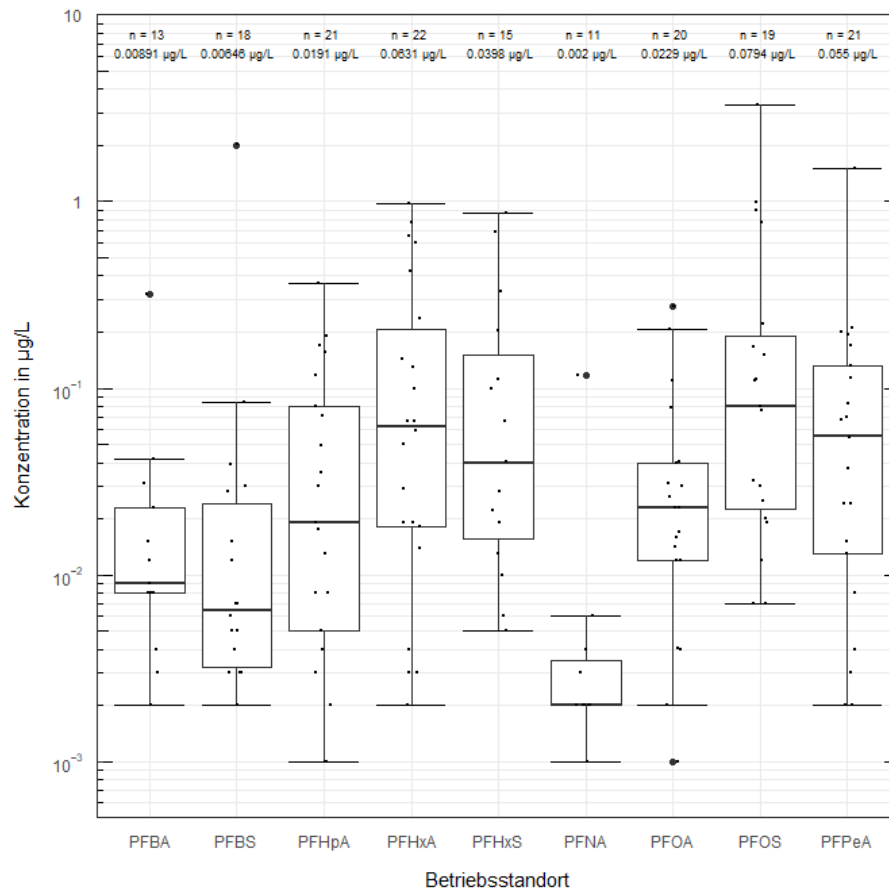


Abb. 2
PFAS-Einzelstoffmessungen (CH 2022 bis 2024) im Grundwasser von belasteten Standorten (Beispiel Brandübungsplatz und Betriebsstandort). Angaben von Anzahl Messungen >BG und Median. Die Box entspricht dem Bereich, in dem die mittleren 50 % der Daten liegen. Die Fehlerbalken entsprechen dem 1.5-fachen des Abstands zwischen oberem und unterem Quartil (75 % bzw. 25% der Werte). Ausreisser sind als grössere Punkte dargestellt.

5 ÜBERSICHT BEHANDLUNGSVERFAHREN

Behandlungsverfahren nutzen die chemischen und physikalischen Eigenschaften eines Schadstoffs, um ihn zu immobilisieren, abzutrennen, aufzukonzentrieren oder zu zerstören. Aufgrund der physikalischen und chemischen Eigenschaften von PFAS sind viele Behandlungsverfahren unwirksam, darunter z.B. diejenigen, die auf der Verflüchtigung von Schadstoffen beruhen. Für jedes Behandlungsszenario bzw. jeden Standort können mehrere Behandlungsverfahren – oft auch in Kombination – erforderlich sein, insbesondere dann, wenn sowohl kurz- als auch langkettige PFAS zu entfernen sind.

Bei der Beschreibung des Standes der Technik der Verfahren zur Entfernung von PFAS wird in diesem Leitfaden zwischen erprobten und in Entwicklung befindlichen Verfahren unterschieden. Unter erprobten Verfahren werden dabei solche Verfahren verstanden, die bereits für die Aufbereitung von entweder Deponiesickerwasser oder gepumptem, verunreinigtem Grundwasser erfolgreich eingesetzt werden. Die in Entwicklung befindlichen Verfahren sind demgemäss Verfahren, deren Praxistauglichkeit derzeit noch nicht hinreichend nachgewiesen ist, z.B. weil sie erst in Pilotversuchen eingesetzt wurden. Es ist möglich, dass ein Teil, der sich in Entwicklung befindenden Verfahren, in naher Zukunft in der Praxis erprobt werden. Es ist zudem zu beachten, dass insbesondere die Liste der in Entwicklung befindlichen Verfahren nicht abschliessend ist. Weitere Verfahren können daher in Betracht gezogen werden. In der nachstehenden Tabelle sind die prinzipiell geeigneten Verfahren gezeigt, die derzeit zur Entfernung von PFAS angewendet werden bzw. in Entwicklung sind.

Je nach Situation am Standort (Zusammensetzung des Rohwassers, Konzentrationsbereich) müssen Kombinationen der Verfahren eingesetzt werden. So ist z.B. die Effizienz bei der Schaumfraktionierung höher, je höher die PFAS-Konzentration im Rohwasser ist, folglich hat sich hier eine Aufkonzentrierung durch ein vorgeschaltetes Verfahren (z.B. Membranfiltration) bewährt [53]. Konzentrate, die bei einem separativen Verfahren entstehen, untergehen auch einer zweiten Behandlung. Ein Beispiel dafür ist die Behandlung eines Konzentrats aus einer Membranfiltration mit granulierter Aktivkohle [54]. Grundsätzlich entstehen bei den separativen Verfahren PFAS-haltige Rückstände z.B. beladene Aktivkohle, Osmosekonzentrat oder PFAS-haltiger Schaum. Diese Rückstände müssen, wenn nicht vor Ort behandelbar, einem Entsorgungsweg zugeführt werden, der die PFAS zerstört. Derzeit ist dies in den meisten Fällen die Hochtemperaturverbrennung. Für Sonderabfälle, die mehr als 1 Gewichtsprozent organisch gebundene Halogene enthalten ist eine Mindesttemperatur von 1'100°C und eine Verweildauer von mindestens 2 Sekunden vorgeschrieben (Art 31 Abs. 2 VVEA). In der Literatur finden sich Beispiele für andere destruktive Verfahren (siehe Tab. 4) die anstelle der Verbrennung für diese Abfälle mit hohen PFAS-Konzentrationen angewendet werden können. Die meisten dieser Verfahren befinden sich aber derzeit noch im Versuchsstadium [55]. In jedem Fall ist für diesen Sonderabfall ein Entsorgungsnachweis gemäss Verordnung über den Verkehr mit Abfällen (VeVA) nötig.

Eine Überprüfung der Verfahrenseffizienz erfolgt jeweils durch geeignete Probenahme und Analytik im laufenden Betrieb. Je nach Belastungsmuster des zu behandelnden Rohwassers und der Anforderungen an die Einleitung müssen die zu analysierenden PFAS-Einzelstoffe definiert werden. Weitere Angaben zur analytischen Verfahrenskontrolle sind in Kapitel 6.9 zu finden.

Tab. 4

Prinzipielle Verfahren zur PFAS-Entfernung, erprobte Verfahren im Fettdruck

Separation	Adsorption	• Adsorption an granulierten Aktivkohle (GAK), oft in Kombination mit anderen Verfahren • Sorption an Ionentauscher, oft in Kombination mit anderen Verfahren • Sorption an Polymere oder andere Stoffe
	Fällung/Flockung	• Fällung mit Polymer, auch als Vorstufe zu Ionentauscher oder GAK
	Membranverfahren	• Membranfiltration
	Fraktionierung	• Ozofraktionierung, oft erst nach Aufkonzentrierung durch andere Verfahren sinnvoll einsetzbar • Schaumfraktionierung, oft erst nach Aufkonzentrierung durch andere Verfahren sinnvoll einsetzbar • Druckentspannungsflotation • Abwasserstripping
Destruktion	Ultraschall	• Sonolyse
	Oxidation/Reduktion	• Advanced Oxidation/Reduction • Superkritische Nassoxidation
	Elektrochemische Verfahren	• Elektrochemische Oxidation, für die Behandlung von Konzentraten • Elektrokoagulation
	UV	• Photoabbau, Photokatalyse
	Plasma	• Abbau im Wasserplasma
	Kugelmühle	• Abbau durch thermische/mechanische Einwirkung

6 STAND DER TECHNIK BEHANDLUNGSVERFAHREN

Im Folgenden werden die erprobten Verfahren, die derzeit den Stand der Technik zur Entfernung von PFAS aus Deponiesickerwasser und gepumptem, verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten abbilden, näher erläutert. Eine Übersicht aller Verfahren mit ihren jeweiligen Charakteristika findet sich in Kapitel 6.8.

Eine Vorbehandlung ist bei gewissen Behandlungsverfahren und je Zusammensetzung vom Abwasser notwendig. Im Rahmen von diesem Leitfaden wird nicht näher auf die möglichen Vorbehandlungen eingegangen⁷.

6.1 Adsorption an granuliert Aktivkohle (GAK)

6.1.1 Funktion

Die Entfernung von PFAS mittels Aktivkohle basiert auf der Adsorption der hydrophoben Alkylketten an der Grenzfläche Wasser/Feststoff. Aktivkohle ist ein effektives und gängiges Adsorptionsmedium mit einer grossen inneren Oberfläche. Sie kann in Form von Granulat oder Pulver zum Einsatz kommen. Die Korngrösse von Granulat liegt in der Regel zwischen 0.5 mm und 3.0 mm; Partikel in Pulveraktivkohle sind deutlich kleiner (<0.005 mm) [14]. Für die PFAS-Entfernung aus Deponiesickerwasser wird bisher grösstenteils ausschliesslich granuliert Aktivkohle (GAK) eingesetzt. In der Praxis werden mehrere Reaktoren in Reihe geschaltet: Lastfilter und nachgeschaltete «Polizeifilter». Bei einer entsprechenden analytischen Überwachung des Lastfilters kann auf den «Polizeifilter» verzichtet werden. Sobald in einem Filter das Adsorptionsmaterial komplett belegt ist, können keine weiteren Abwasserinhaltsstoffe mehr adsorbiert werden und es kommt zum Durchbruch des Schadstoffs [14]. Auf dem Markt sind speziell für die PFAS-Adsorption optimierte Aktivkohletypen erhältlich. Dieses Verfahren ist sowohl für gepumptes, verunreinigtes Grundwasser von belasteten Standorten als auch für Deponiesickerwasser bereits erprobt.

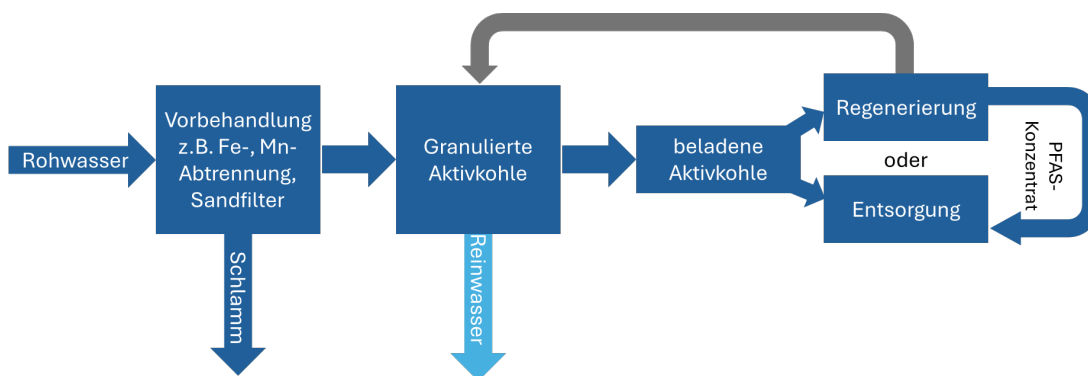


Abb. 3
Schematischer Aufbau einer Aktivkohle-Behandlung. Dunkelblau sind PFAS-belastete Ströme, hellblau sind PFAS-reduzierte Ströme, grau sind Hilfsstoffe.

6.1.2 Leistungsmerkmale

Für Grundwasser kann eine Vorbehandlung erforderlich sein; für Deponiesickerwasser ist eine Vorbehandlung meistens erforderlich (Matrixeffekte, siehe Abschnitt 6.1.3). Das Verfahren wird vorzugsweise kontinuierlich betrieben und zeichnet sich durch eine sehr hohe Betriebssicherheit aus [17]. Es weist eine einfache, robuste Technik mit geringem Aufwand für den technischen Anlagenbetrieb und nur mässigem Aufwand für den Aktivkohlewechsel. Die Anlagen können für variable Volumenströme ausgelegt werden (z.B. im Parallelbetrieb).

GAK können PFAS grundsätzlich zu mehr als 99% entfernen. Die Effizienz der Entfernung hängt dabei spezifisch von den Konzentrationen der PFAS-Einzelstoffe im Rohwasser ab: langkettige PFAS adsorbieren effizienter als kurzkettige PFAS. Versuche zeigten ausserdem, dass bei gleicher Kettenlänge Perfluorsulfonsäuren besser adsorbieren als Perfluorcarbonsäuren. Der Durchbruch der PFAS-Einzelstoffe erfolgt bei gleicher Ausgangskonzentration in der Reihenfolge PFBA >> PFHxA > PFBS > PFOA > PFHxS > PFOS [4]. Das

⁷ Eine Übersicht zu möglichen (Vor-)behandlungen gibt ein VSA Bericht: «Wunderlin, P. & Eugster, F. (2022). Industrieabwasser und deren Behandlungsmöglichkeiten. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA), Glattbrugg.»

heisst, die Anzahl durchgesetzter Bettvolumen⁸ (BV) bis zum Durchbruch liegt für langkettige PFAS höher als für kurzkettige, z.B. 50-60'000 BV für PFOS aber nur 5-10'000 BV für PFBA in Grundwasserproben [4][36]. Generell ist die Adsorption an Aktivkohle als alleinige Methode für die Entfernung von kurzkettigen PFAS nicht wirtschaftlich durchführbar. Die erzielbaren Ablaufkonzentrationen im Reinwasser reichen in der Praxis von <BG (vor dem Durchbruch) bis zu einigen Hundert ng/L für die Summe aller analysierten PFAS (siehe Tabelle «Praxisbeispiele» im Kapitel 6.11).

Weitere Wasserinhaltsstoffen beeinflussen ebenfalls die Effizienz z.B. durch konkurrierende Adsorption anderer organischer Materialien (s. Kap. 6.1.3). Ferner ist die Effizienz abhängig von Porosität und Adsorptionskapazität des Trägermaterials [14], der Temperatur und dem pH-Wert sowie von der Aufenthaltszeit im Aktivkohlefilter (empty-bed-contact-time, EBCT) [16].

6.1.3 Störungen

Zahlreiche andere organische Schadstoffe können ebenfalls mit Aktivkohle entfernt werden, führen aber dazu, dass PFAS schlechter an Aktivkohle adsorbieren bzw. deren Durchbruch schneller erfolgt. Suspendierte Feststoffe, gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Eisen, Mangan und Hydrogencarbonat wirken sich störend auf das Verfahren aus. Wenn diese störende Stoffe höher konzentriert sind, ist eine Vorbehandlung in der Regel erforderlich. Generell ist die Beladepkapazität einer Aktivkohle standortspezifisch und schwer prognostizierbar. Es ist somit ratsam, Batch- und/oder Säulenversuche mit Aktivkohletests durchzuführen, um die am besten geeignete bzw. wirtschaftlichste Aktivkohle für einen Standort zu ermitteln.

Es ist zu beachten, dass aufgrund von Anreicherungs- und Verdrängungseffekten die Konzentration v.a. kurzkettiger PFAS im Anlagenablauf temporär höher sein kann als im Anlagenzulauf.

6.1.4 Ressourcenverbrauch

Der Ressourcenverbrauch für den Anlagenbetrieb ist standortabhängig (z.B. aufgrund der Konzentration im Deponiesickerwasser) und abhängig von der installierten Pumpleistung (elektrische Energie). Die beladene Aktivkohle wird regelmässig getauscht und kann entweder durch Hochtemperaturverbrennung bei mehr als 1'100 °C entsorgt oder thermisch bei 600 °C regeneriert werden [4]. PFAS, die dabei desorbieren, müssen durch eine Hochtemperatur-Nachverbrennung zerstört werden.

Die Anlagengrösse ist abhängig von der zu behandelnden Wassermenge. Anlagen zur Behandlung von 8 m³/h sind in 20-Fuss-Containern erhältlich. Grössere Filter bis 20 m³/h können ebenfalls mobil eingesetzt werden.

Adsorption an Aktivkohle	
Eignung	erprobtes Verfahren für Deponiesickerwasser und für gepumptes, verunreinigtes Grundwasser
Betriebssicherheit	sehr hoch durch reihengeschaltete Filter
Wartungsaufwand	mittelgross, Aktivkohle muss regelmässig getauscht werden
Effizienz der Entfernung	- für langkettige PFAS hoch - für kurzkettige PFAS schlechter - für Perfluorsulfonsäuren besser als für Perfluorcarbonsäuren gleicher Kettenlänge - bei geeigneter Auslegung können PFAS bis unter die Nachweisgrenze (derzeit ca. 1 ng/L) im Ablauf entfernt werden
Vorbehandlung	- für gepumptes, verunreinigtes Grundwasser nicht in jedem Fall erforderlich, kann aber evtl. wirtschaftlich sein - für Deponiesickerwasser erforderlich
Nebenprodukte/Rückstände	beladene Aktivkohle muss entsorgt oder regeneriert werden
Mögliche kritische Nebenprodukte im Reinwasser	keine
Anzahl Anbieter	>5

⁸ Das Bettvolumen (BV) ist das Verhältnis vom Volumen des Abwassers zum Volumen der GAK-Säule.

6.2 Sorption an Ionentauscher

6.2.1 Funktion

Das Prinzip eines Ionentauschers basiert auf dem reversiblen Austausch von Ionen in Lösung mit Ionen am Trägermaterial (Harz) des Ionentauschers. Bei der industriellen Wasseraufbereitung kommen typischerweise Ionentauschermatrizes auf Polystyrol- oder Polyacrylatbasis als poröse Kunststoffperlen (Durchmesser 0.3 – 1.3 mm) zum Einsatz [4]. Ionentauscher werden grosstechnisch in der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt und auch für die Behandlung von gepumptem, verunreinigtem Grundwasser. Für Deponiesickerwasser sind in der Literatur bislang nur Pilotversuche zur PFAS-Entfernung beschrieben [38]. Prinzipiell wird zwischen Kationen- und Anionentauscher unterschieden, wobei die Anionentauscher für die PFAS-Entfernung bevorzugt werden, weil die meisten PFAS in wässriger Lösung negativ geladen sind. Es existieren jedoch auch zwitterionische und ungeladene PFAS-Spezies. Neben der ionischen Bindung des geladenen Molekülteils binden langkettige PFAS zusätzlich an das ungeladene Polymergerüst des Ionentauschers. Dies führt zu einer höheren Entfernrungsrate für langkettige PFAS. Es werden auch Harze angeboten, die spezifisch kurzkettige PFAS binden [32][33]. Die Entfernrungsrate hängt weiterhin von Faktoren wie der gesamten Schadstoffkonzentration, konkurrierenden Ionen im Rohwasser, dem Verfahrensdesign und den Ionentauschereigenschaften (z.B. Sorptionskapazität, Stabilität, Sorptionskinetik) selbst ab.

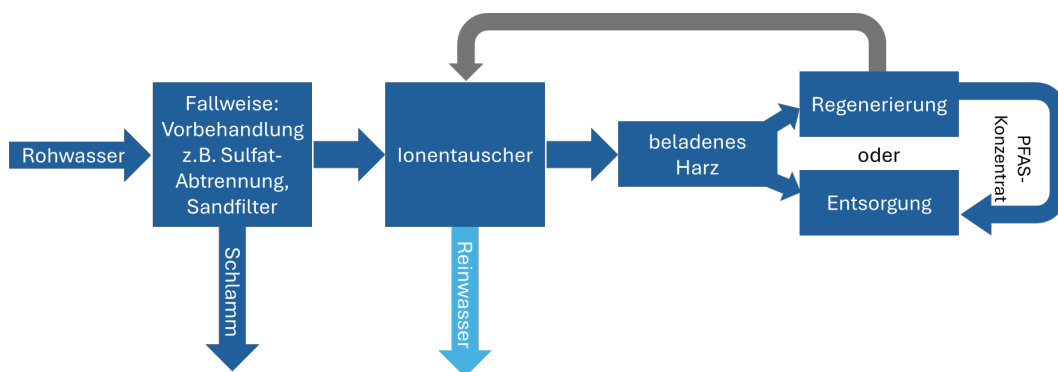


Abb. 4
Schematischer Aufbau einer Ionentauschanlage. Dunkelblau sind PFAS-belastete Ströme, hellblau sind PFAS-reduzierte Ströme, grau sind Hilfsstoffe.

6.2.2 Leistungsmerkmale

Reinigungsleistungen von >99% können, abhängig von den standortspezifischen Bedingungen, erreicht werden. Durch die ionischen Wechselwirkungen ist die Reaktionskinetik signifikant schneller und die Adsorptionskapazität für kurzkettige PFAS deutlich höher als im Vergleich zu GAK. Ablaufkonzentrationen <10 ng/L können erreicht werden (siehe auch Tab. 5). Analog zur Behandlung mit GAK ist zu beachten, dass die langkettigen linearen PFAS im Verlauf der Reinigung kurzkettige PFAS von dem Ionentauscher verdrängen können. Kurzkettige PFAS werden dadurch erneut freigesetzt oder gar nicht erst entfernt. Daher wird empfohlen kurzkettige PFAS mit einem spezifischen Harz in einer nachgeschalteten Stufe zu entfernen (siehe auch Tab. 5). Bei gleicher Kettenlänge zeigten Versuche eine bessere Sorption von Perfluorsulfonsäure als Perfluorcarbonsäure im Ionentauscher [4].

Im Vergleich zur GAK können Ionentauscher bei geringerem Materialeinsatz höhere PFAS-Eliminationsraten erreichen. Untersuchungen an Grundwasser mit PFAS-Konzentrationen bis zu 900 ng/L zeigten, dass die Anzahl an behandelbaren Bettvolumen⁹ (BV) bis zum Durchbruch bei langkettigen PFAS für die zwei getesteten Ionentauscherharze bis zu 4-mal grösser waren als für GAK. Abhängig von der Kettenlänge der PFAS konnten zwischen 10'000 BV für PFBA bis über 200'000 BV für PFOA bei Ionentauschern im Vergleich zu 10'000 BV bzw. 50'000 BV für granuliert Aktivkohle behandelt werden [37]. Eine vergleichende Studie von Deponiesickerwasser zeigte ebenfalls, dass die Anzahl Bettvolumina bis zum Durchbruch für Ionentauscher bis zu 10-fach höher sind als für GAK. Die geringeren Standzeiten gegenüber den Grundwasseruntersuchungen (nur ca. 20'000 BV für PFOA) wurden mit der hohen DOC-Belastung des untersuchten Deponiesickerwassers begründet [38]. Die Austauschkapazitäten und die Durchbruchzeiten variierten dabei zusätzlich in Abhängigkeit von der PFAS-Funktionsgruppe (Sulfonsäure bzw. Carbonsäure) und dem Verzweigungsgrad der Alkankette [4][37]. Zu behandelnde Volumenströme von gepumptem, verunreinigtem Grundwasser mit bis zu 100 m³/h sind bereits in der Anwendung, eine Vorbehandlung ist hier nicht in jedem Fall nötig. Ein Upscaling durch z.B. einen Parallelbetrieb oder die Vergrößerung der Filterkapazität ist denkbar. Dabei ist eine Reihenschaltung von Ionentauschern z.B. mit unterschiedlichen Harzen, unter anderem spezifische für kurzkettige PFAS, möglich.

⁹ (Volumen des Abwassers/Volumen der harzgefüllten Säule)

Weitere Wasserinhaltsstoffe, die neben den PFAS durch Ionentauscher entfernt werden, sind konkurrierende Ionen wie Nitrit, Nitrat, Sulfat und Chlorid (siehe auch Kap. 6.2.3). Auch deshalb bleibt im Einzelfall zu prüfen, ob Ionentauscher als alleiniges Verfahren zur Entfernung von PFAS wirtschaftlich tragbar sind (siehe auch Tab. 5).

6.2.3 Störungen

Die Selektivität des Ionentauschers wird bestimmt durch die Art des Harzes und der sich daraus ergebenden stärkeren oder schwächeren ionischen Bindung der PFAS an die funktionellen Gruppen dieser Harze. Kleine, stark polarisierbare Ionen mit hoher Ladung, geringer Neigung zu einer Komplexbildung mit den Komponenten der Lösung und hohen spezifischen Wechselwirkungen mit der Matrix sind Störfaktoren, die zu einer verminderten PFAS-Elimination führen. Ionentauscher halten die Ionen Sulfat SO_4^{2-} , Nitrat NO_3^- , Chlorid Cl^- , Hydrogencarbonat HCO_3^- und Hydroxid OH^- immer besser zurück als PFAS. Für Anionentauscher mit hoher Ladung (starke basische Austauscher) gilt folgende Selektivitätsreihe: $\text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{OH}^-$. Für Anionentauscher mit geringerer Ladung (schwache basische Austauscher) gilt: $\text{OH}^- \gg \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^-$ [4]. Generell können schwach basische Ionentauscherharze für die PFAS-Entfernung eingesetzt werden, jedoch ist eine Kombination mit stark basischen Harzen für die Entfernung kurzkettiger PFAS, wegen der höheren Ladungsdichte, wirkungsvoller [35]. Anlagenbauern empfehlen hoch belastete Wässer mittels Stripping zur Entfernung von organisch volatilen Stoffen (VOC) vorzubehandeln und einen Sandfilter zur Feststoffelimination nachzuschalten [29]. Ebenso stören hohe DOC-Gehalte im zu behandelnden Wasser [34]. Sie müssen durch eine geeignete Vorbehandlung, z.B. eine Aktivkohlebehandlung, entfernt werden. Es ist davon auszugehen, dass dies insbesondere für Deponiesickerwasser nötig ist. Da Sickerwasser von Deponien auch von Sulfatverbindungen geprägt ist, ist davon auszugehen, dass auch eine Vorbehandlung für störende Ionen, zum Beispiel durch einen weiteren Ionentauscher, notwendig ist [34].

Druckstösse auf das Harzbett von mehr als 1.5 bar sind zu vermeiden, ebenso wie starke Schwankungen der Salzfracht, des pH-Wertes oder gar Frosteinwirkungen. All das kann zu irreversiblen Schädigungen des Ionentauscherharzes führen.

6.2.4 Ressourcenverbrauch

Der Ressourcenverbrauch ist abhängig vom jeweiligen Anlagenaufbau und -umfang (z.B. Reihenschaltung mehrerer Anlagen), der vorliegenden PFAS-Konzentration und -Zusammensetzung und vom verwendeten Ionentauschermaterial. Das regelmässig zu tauschende Trägermaterial muss entweder fachgerecht entsorgt oder regeneriert werden (siehe Kapitel 5). Elektrische Energie wird für das Pumpen des Wassers benötigt.

Werden die beladenen Ionentauscher regeneriert (vor-Ort oder zentral durch den Anlagenbetreuer), z.B. durch eine Spülung mit NaCl- oder HCl-Lösungen mit 45% Methanol oder Ethanol als Lösungsmittel, entsteht dabei ein salziges, hoch mit PFAS-belastetes Regenerat, welches einer destruktiven Weiterbehandlung oder fachgerechten Entsorgung bedarf. Dabei kann jedoch das Volumen des Regenerats z.B. durch die Verwendung einer Umkehrosmose gekoppelt mit einer Verdampfung unter Vakuum um mehr als 96.5% reduziert werden [16].

Sorption an Ionentauscher	
Eignung	- für gepumptes verunreinigtes Grundwasser grosstechnisch erprobt - für Deponiesickerwasser bisher nicht erprobt
Betriebssicherheit	- hoch bei Reihenschaltung - nicht frostsicher, da Ionentauscherharze beschädigt werden
Wartungsaufwand	- mittelgross, Ionentauscherharz muss ersetzt oder regeneriert werden - sehr gross, wenn Ionentauscher vor Ort regeneriert werden
Effizienz der Entfernung	- für langkettige PFAS gut - mit speziellen Harzen für kurzkettige PFAS gut - für Perfluorsulfonsäuren besser als für Perfluorcarbonsäuren gleicher Kettenlänge
Vorbehandlung	- für gepumptes verunreinigtes Grundwasser nicht in jedem Fall erforderlich - für Deponiesickerwasser bislang nicht erprobt; es ist davon auszugehen, dass eine Vorbehandlung erforderlich ist

Nebenprodukte/Rückstände	• beladene Ionentauscher müssen entsorgt oder regeneriert werden • PFAS-belastetes Regenerat muss destruktiv behandelt oder entsorgt werden
Mögliche kritische Nebenprodukte im Reinwasser	• keine
Anzahl Anbieter	• >5

6.3 Fällung

6.3.1 Funktion

Stellvertretend wird hier das PerfluorAd®-Verfahren beschrieben, dass vergleichende Studien als sehr wirksam für die Entfernung von PFAS aus Abwasser beschreiben [71][72]. Bei diesem Fällungsverfahren wird in einem Rührkessel kontinuierlich ein flüssiges, kationisches Polymer aus pflanzlichen Fettsäuren zugeführt. Dieses Polymer geht mit den PFAS eine schwache ionische Bindung ein. Die so entstandenen PFAS-haltigen Makromoleküle flocken innerhalb von 10-30 Minuten aus und eine PFAS-Elimination von >90% kann erreicht werden. Die Abtrennung des festen Niederschlags erfolgt durch Sedimentation und/oder Filtration über einen Sand-/Beutelfilter [73]. Der durch Rückspülung entstandene Dünnschlamm wird entwässert und einem geeigneten Entsorgungsverfahren zugeführt. Das PFAS-arme Filtrat muss durch eine GAK- oder Ionentauscher-Stufe nachbehandelt werden.

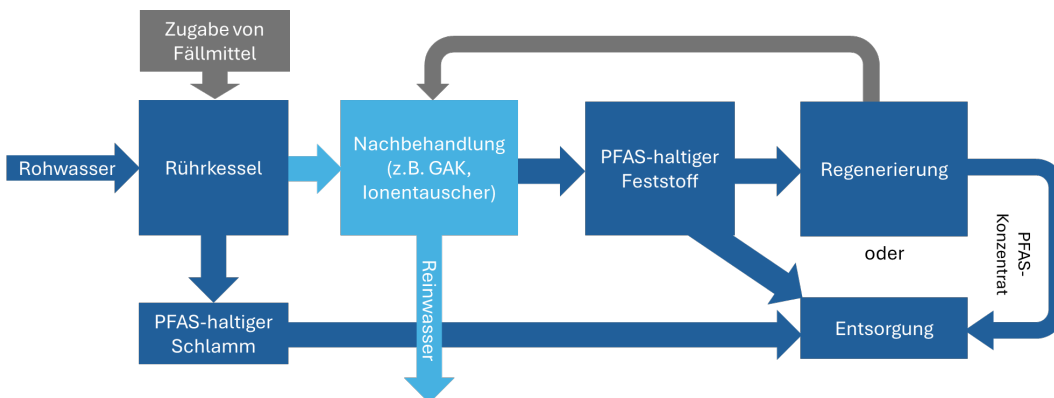


Abb. 5
Schematischer Aufbau einer PerfluorAd®-Anlage. Dunkelblau sind PFAS-belastete Ströme, hellblau sind PFAS-reduzierte Ströme, grau sind Hilfsstoffe.

6.3.2 Leistungsmerkmale

Grundsätzlich ist dieses Verfahren für langkettige PFAS (insbesondere Sulfonsäuren) und höhere PFAS-Konzentrationen ($\geq 1 \mu\text{g/L}$ für PFAS-Einzelstoffe) besser geeignet als für kurzkettige PFAS und geringe Konzentrationen [72]. Dabei ist die Polymer-Zugabe von $5\text{--}50 \text{ g/m}^3$ ausreichend, um hohe Eliminationsraten ($>90\%$) für langkettige PFAS zu erreichen. Mit einer Mehrzugabe (2 kg/m^3) an Polymer werden kurzkettige PFAS (z.B. PFBA) deutlich besser entfernt (von max. 30% auf ca. 77% [4]). Das Verfahren ist auch bei Eisen-, DOC- und Feststoffkonzentrationen im Bereich von einigen mg/L geeignet. In Laborversuchen mit Deponiesickerwasser und dem Konzentrat einer Umkehrosmoseanlage wurden PFAS als abfiltrierbare Partikel zu mehr als 90% entfernt (u.a. enthalten waren lang- und kurzkettige PFAS: PFOA, PFHxS, PFOS, PFPeS). Da die Fällung Störstoffe bereits reduziert, ist eine Vorbehandlung häufig nicht nötig. Eine nachgeschaltete Polishing-Stufe mit z.B. GAK oder Ionentauscher wird empfohlen, kann aber aufgrund der bereits verminderten PFAS-Fracht kleiner dimensioniert werden als beim Einsatz als alleiniges Verfahren (siehe Kapitel 6.1 und 6.2). Bei hohen Salz- oder DOC-Gehalten ist eine Behandlung vor der Polishing-Stufe erforderlich [73].

Da das Reagenz (ein flüssiges kationisches Polymer) mit anionischen PFAS eine schwache ionische Bindung eingeht, eignet sich dieses Verfahren weniger für kationische oder zwitterionische PFAS (z.B. Capstone A und B sowie (P)FOSA). Diese sind Stand heute nicht fällbar.

6.3.3 Störungen

Eine Vorbehandlung ist selbst für Deponiesickerwasser wahrscheinlich nicht nötig. Standortsspezifische Tests werden jedoch empfohlen. Eine deutliche Einschränkung der Wirksamkeit konnte bisher nur im Winterbetrieb festgestellt werden. Daher sollte das Verfahren in einem temperierten Raum durchgeführt werden. Das Verfahren weist nichtsdestotrotz eine hohe Betriebssicherheit auf.

6.3.4 Ressourcenverbrauch

Bei der Betrachtung des Ressourcenverbrauchs dieses Verfahrens muss einerseits das zugesetzte Polymer und andererseits der anfallende Schlamm berücksichtigt werden. Dieser muss weitgehend entwässert und der Hochtemperaturverbrennung zugeführt werden. Der Betrieb des Verfahrens in Kombination mit einem Aktivkohlefilter/Ionentauscher führt zu einer höheren Entfernrungsrate, aber auch zu einem höheren Ressourcenverbrauch. Die Betreuung des Anlagenbetriebs durch Fachpersonal ist anspruchsvoll.

Fällung	
Eignung	• für gepumptes, verunreinigtes Grundwasser erprobt • für Deponiesickerwasser erprobt
Betriebssicherheit	• hoch
Wartungsaufwand	• hoher Personalaufwand für den technischen Anlagenbetrieb • kein Betriebsmittelwechsel erforderlich, lediglich Nachfüllung von Fällmitteln
Effizienz der Entfernung	• gut geeignet für langkettige PFAS bei hohen Konzentrationen im Rohwasser • Entfernung kurzkettiger PFAS möglich bei hoher Polymerzugabe • >90% der PFAS möglich (ohne Nachbehandlung) • bei tiefen Temperaturen weniger effizient • Nachbehandlung mit GAK/Ionentauscher erforderlich
Vorbehandlung	• i.d.R. nicht erforderlich, hohe Salzgehalte oder hoher DOC wirken sich negativ auf eine eventuelle Polishing-Stufe (GAK, Ionentauscher) aus
Nebenprodukte/Rückstände	• PFAS-haltiger Schlamm muss der Hochtemperaturverbrennung zugeführt werden
Mögliche kritische Nebenprodukte im Reinwasser	• keine
Anzahl Anbieter	• patentiertes Verfahren eines Anbieters

6.4 Membranfiltration (Umkehrosmose/Nanofiltration)

6.4.1 Funktion

Bei dem druckgetriebenen Verfahren der Membranfiltration werden gelöste Moleküle einer bestimmten Grösse mittels einer Membran abgetrennt. Diese zurückgehaltenen Moleküle bilden das Retentat oder Konzentrat, das durch die Membran gereinigte Wasser das Permeat. Je nach Grösse der Membranporen unterscheidet man in aufsteigender Reihenfolge Umkehrosmose (<1 nm), Nanofiltration (1 – 2 nm), Ultrafiltration (2 – 100 nm) und Mikrofiltration (>100 nm). Entsprechend steigt die Molekülmasse der zurückgehaltenen Schadstoffe, wohingegen der nötige Druck für die Filtration abnimmt. Für die Reinigung von PFAS-haltigen Wässern eignen sich die Umkehrosmose (Trenngrösse: <200 g/mol, z.B. PFBA=214 g/mol) und Nanofiltration (200 bis 300 g/mol, z.B. PFOA=414 g/mol). Neben der Trenngrösse der Membran spielen auch die elektrostatischen Abstossungen zwischen den abzutrennenden Stoffen und der Membranoberfläche eine Rolle.

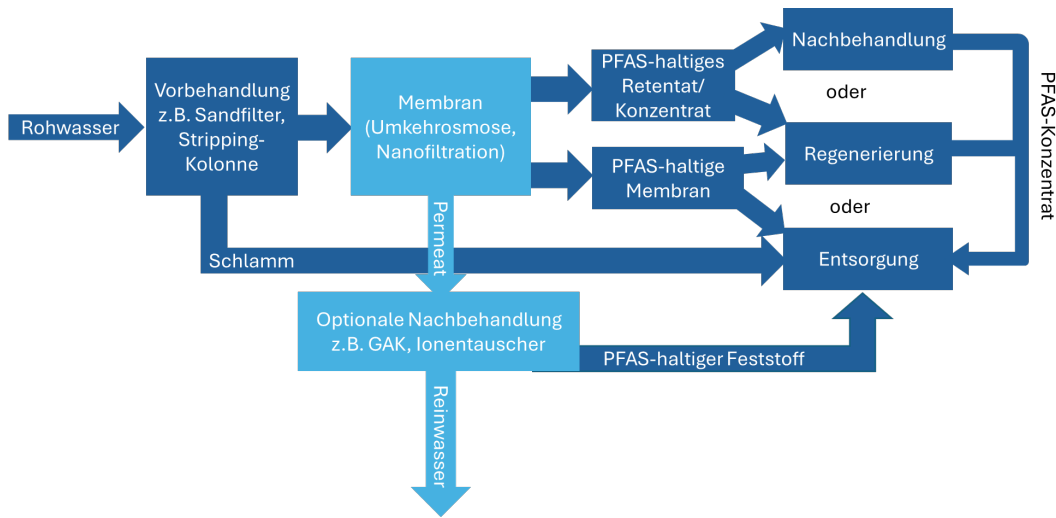


Abb. 6
Schematischer Aufbau einer Membranfiltration. Dunkelblau sind PFAS-belastete Ströme, hellblau sind PFAS-reduzierte Ströme, grau sind Hilfsstoffe.

6.4.2 Leistungsmerkmale

Diese Verfahren haben sich als gut geeignet für die Entfernung von kurz- und langkettigen PFAS herausgestellt, wobei eine Entfernung von >99% ohne Nachbehandlung möglich ist. Ablaufkonzentrationen von unter 10 ng/L für PFAS-Summenparameter (langkettige) sind erreichbar [26]. Bei geeigneter Wahl der Membran sind Ablaufkonzentrationen von <10 ng/L auch für kurzkettige PFAS-Einzelstoffe möglich [74]. Ein kontinuierlicher Betrieb sollte angestrebt werden, wodurch sich eine hohe Betriebssicherheit ergibt. Je nach Verfahrensführung bleiben 15 bis 25% des Rohwasser als Retentat, das hoch mit PFAS belastet ist, zurück [4]. Bei grossen Volumenströmen kann das Verfahren als Vorbehandlung eingesetzt werden. Mehrstufige Nachbehandlungen bieten sich z.B. für die Behandlung vom grösseren Retentatstrom an, der dabei anfällt.

6.4.3 Störungen

Mögliche Störungen können durch Matrixeffekte hervorgerufen werden. Besonders Eisen, Mangan, DOC, die Wasserhärte, Feinpartikel, der pH-Wert und der Salzgehalt können die Reinigungsleistung der Membranfiltration stören und herabsetzen. Eine geeignete Vorbehandlung kann diese Störungen minimieren. Das Scaling (anorganische Ausfällungen an der Membran) und Fouling (Anlagerung von Partikeln an die Membran) führt zu einer Verstopfung der Membran, was zu einem höheren Energieverbrauch und einer kürzeren Lebenszeit der Membran führt. Das Biofouling tritt infolge einer biologischen Verschmutzung der Anlage durch Bakterien bei gleichzeitig hohem Gehalt an organischen Wasserinhaltsstoffen auf. Die Bakterien können sowohl einen Biofilm in der gesamten Anlage bilden, der durch Ablösen die Membran verstopfen oder die Membran selbst bewachsen kann. Dies führt zu einer verringerten Reinigungsleistung. Um Scaling zu verhindern werden hohe Überströmgeschwindigkeiten eingesetzt, dies erhöht dann die Retentatmenge auf 15 bis 25%. Eine regelmässige Reinigung der Anlagen und der Membranoberflächen erhöht die Lebensdauer der Membran [4].

6.4.4 Ressourcenverbrauch

Bei dem Verfahren der Membranfiltration setzt sich der Ressourcenverbrauch aus der erforderlichen Anlagengrösse, der PFAS-Belastung im Rohwasser, sowie weiterer Matrix-Begleitstoffe zusammen. Das Verfahren erfordert einen hohen Energieeinsatz (Hochdruckpumpen). Als alleiniges Verfahren zur PFAS-Behandlung ist es dadurch wahrscheinlich unwirtschaftlich [4].

Die Vorbehandlung mittels einer Stripping-Kolonne zur Entfernung von VOC durch Einblasen von Luft oder eines Sandfilters zur Entfernung von unerwünschten Begleitstoffen im Rohwasser (z.B. GUS, Mikroorganismen) führt zu zusätzlichen Rückständen (Organik, Filterkuchen). Weiterhin muss das anfallende Retentat dem stofflichen Recycling oder der destruktiven Nachbehandlung zugeführt werden. Je nach angestrebter Endkonzentration und dem dadurch ggf. nötigen, nachgeschaltetem Verfahren (z.B. Aktivkohle) fallen weitere Rückstände an.

Membranfiltration	
Eignung	- für gepumptes, verunreinigtes Grundwasser erprobt - für Deponiesickerwasser erprobt
Betriebssicherheit	- hoch - nicht frostsicher; führt zur Schädigung der Membranen
Wartungsaufwand	- geringer Personalaufwand für den technischen Anlagenbetrieb - mässiger Aufwand für die Reinigung der Membran
Effizienz der Entfernung	- gut geeignet für kurz- und langkettige PFAS >99% der PFAS möglich (kurz- und langkettig, ohne Nachbehandlung) aber hoher Energiebedarf
Vorbehandlung	für alle Arten von Abwasser: Stripping Kolonne/Sandfilter
Nebenprodukte/Rückstände	- PFAS-belastetes Retentat - Membran - Rückstände aus einer allfälligen Vor- und Nachbehandlung (GAK/Ionentauscher)
Mögliche kritische Nebenprodukte im Reinwasser	keine
Anzahl Anbieter	>5

6.5 Schaumfraktionierung

6.5.1 Funktion

Das Prinzip der Schaumfraktionierung beruht auf der Abtrennung von PFAS aus der Wasserphase. Komprimierte Umgebungsluft wird in das zu behandelnde Wasser eingebracht. Dadurch entsteht eine Bläsensäule, an deren Blasen sich die PFAS anreichern. Findet keine ausreichende Schaumbildung statt, muss Tensid zum Wasser hinzugefügt werden. Der hier entstehende Schaum wird nun mittels eines Extraktionskopfes gefasst und in einem zentralisierten Tank gesammelt. Sowohl der mit PFAS-belastete Schaum als auch der Abgasstrom bedarf einer Nachbehandlung (z.B. über einen Luftaktivkohlefilter). Im Gegensatz zur Ozofraktionierung (Kapitel 6.6) werden die weniger grenzflächenaktiven PFAS-Vorläufersubstanzen nicht oxidiert, es entstehen aber auch keine kritischen Oxidationsnebenprodukte.

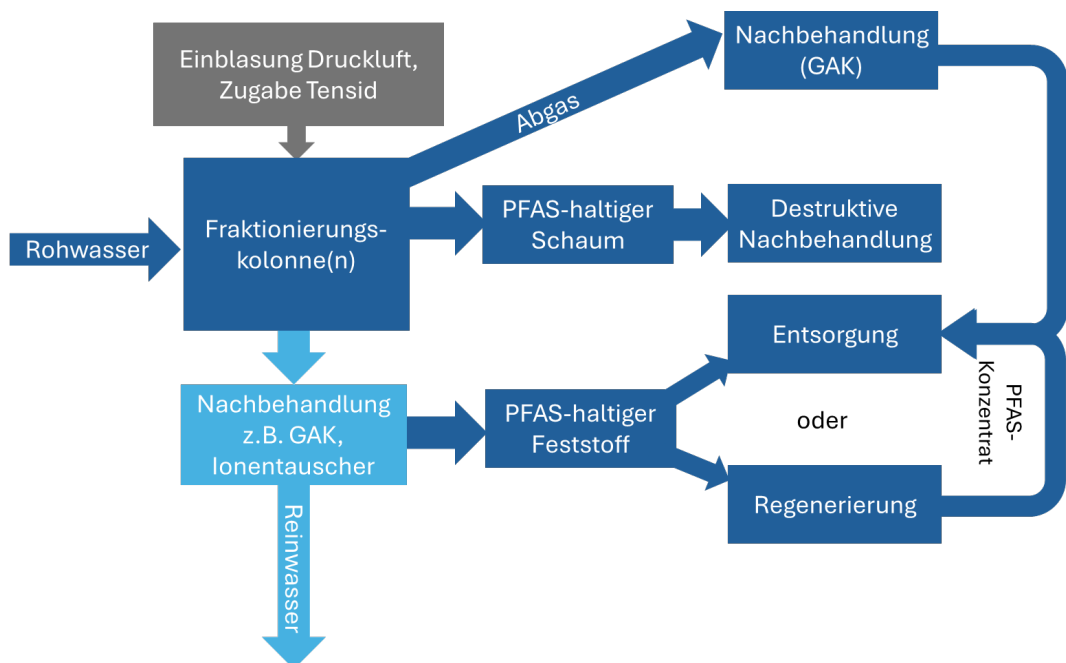


Abb. 7
Schematischer Aufbau der Schaumfraktionierung. Dunkelblau sind PFAS-belastete Ströme, hellblau sind PFAS-reduzierte Ströme, grau sind Hilfsstoffe.

6.5.2 Leistungsmerkmale

Die Entfernungsrates langkettiger PFAS ist mit >98% höher als jene für kurzkettige PFAS (<50%) [4]. Das Verfahren ist bereits für Grundwasser erprobt und wird vereinzelt auch erfolgreich die Behandlung von Deponiesickerwasser eingesetzt [4]. Eine andere Vorbehandlung als das Abtrennen von Feststoffen ist in der Regel nicht erforderlich. Das Verfahren kann an unterschiedliche Volumenströme angepasst werden. Dabei ist sowohl ein kontinuierlicher Betrieb wie auch ein Batch-Betrieb möglich.

Im Labormassstab wurden innerhalb von wenigen Minuten eine Vielzahl von hoch konzentrierten PFAS-Verbindungen (z.B. >400 µg/L PFOS, PFOA, PFHxS und 6:2-FTS) nahezu vollständig aus dem Grundwasser entfernt [4]. Bei niedrigen PFAS-Konzentrationen sind eventuell chemische Zusätze (Tenside) erforderlich. Grosstechnische Pilotanlagen in Schweden zeigten eine Entfernung von PFOS, PFOA und PFNA von über 98%, während für die kurzkettigeren PFAS geringere Entfernungsrates erzielt wurden (PFBS: 27%, PFBA 4.4%). Typische Ablaufkonzentrationen für langkettige PFAS sind 50 - 100 ng/L; für Kurzkettige liegen sie deutlich höher (siehe Tab. 5). Deshalb wird dieses Verfahren in der Regel in einer Kombination als Vorbehandlung mit einem nachgeschalteten Verfahren, z.B. Adsorption an Aktivkohle oder Ionentauscher, eingesetzt. Die Nachbehandlung kann aber, aufgrund der bereits verminderten PFAS-Fracht, kleiner dimensioniert werden als beim Einsatz als alleinstehendes Verfahren (siehe Kapitel 6.1 und 6.2).

6.5.3 Störungen

Eine Vorbehandlung zur Abtrennung von Feststoffen ist notwendig. Suspendierte Feststoffe sowie hohe Eisen- und Mangankonzentrationen stören den Prozess. Ein zu hoher Gasfluss verhindert eine ausreichende Schaumbildung, dies sollte durch eine geeignete Steuerung verhindert werden. Hohe Temperaturen beeinflussen die Schaumstabilität negativ, wodurch die Effizienz der Entfernung abnimmt.

6.5.4 Ressourcenverbrauch

Der Ressourcenverbrauch für den Anlagenbetrieb ist abhängig von der benötigten Anlagengrösse. Der Einsatz von Tensiden, um PFAS weiter zu entfernen, führt zu höheren Betriebskosten. Der entstandene Schaum und der ggf. mit volatilen PFAS belastete Abgasstrom müssen nachbehandelt werden. Dies kann z.B. mit Aktivkohlefilter zur Behandlung der Abluft erfolgen. Je nach gewählter Nachbehandlung des Reinwassers bzw. der Abluft fallen Rückstände an.

Schaumfraktionierung	
Eignung	- für gepumptes, verunreinigtes Grundwasser im Pilotverfahren erprobt - für Deponiesickerwasser vereinzelt erfolgreich angewendet
Betriebssicherheit	- hoch - nicht frostsicher
Wartungsaufwand	mittelgross
Effizienz der Entfernung	- gute Entfernung (>98%) von langkettigen PFAS (ohne Nachbehandlung) - kurzkettige PFAS zeigen geringere Entfernungseffizienz (<50%), bei steigenden Temperaturen nimmt die Effizienz weiter ab
Vorbehandlung	Sandfilter zur Entfernung von Störstoffen wie suspendierte Feststoffe
Nebenprodukte/Rückstände	- PFAS-belasteter Schaum muss behandelt werden - Abgasstrom, welcher ggf. mit volatilen PFAS belastet ist, bedarf ebenfalls einer Nachbehandlung (z.B. Luftaktivkohle) - Rückstände aus Nachbehandlung: z.B. Aktivkohle, Ionentauscher
Mögliche kritische Nebenprodukte im Reinwasser	keine
Anzahl Anbieter	>5

6.6 Ozofraktionierung

6.6.1 Funktion

In der Ozofraktionierung (auch bekannt unter «Ozofractionative Catalysed Reagent Addition – OCRA» Prozess) wird die Tendenz der PFAS, sich an der Grenzfläche «Gas-Wasser» anzusammeln, genutzt. In die Wasserphase eingebrachtes, gasförmiges Ozon bildet stabile Blasen an deren Grenzflächen sich PFAS anreichern und durch die aus dem Ozon gebildeten Hydroxyl-Radikale oxidiert werden können. Die Oxidation verläuft nicht vollständig, es werden aber Vorläuferverbindungen zu Perfluoralkansäuren (Sulfon- und Carbonsäuren) oxidiert. Dies verbessert, aufgrund der höheren Tendenz der Perfluoralkansäuren zur Anreicherung an der Grenzfläche, den Austrag mit dem gebildeten Schaum im Vergleich zur herkömmlichen Schaumfraktionierung (siehe 6.5).

Im normalen Betrieb sind mehrere Reaktoren hintereinander in Reihe geschaltet und werden kontinuierlich durchströmt. Durch den Ozoneintrag konzentrieren sich die PFAS im Schaum an der Flüssigkeitsoberfläche, welcher dadurch hochbelastet ist. Durch eine Vakuumextraktion wird dieser Schaum entfernt und einer weiteren destruktiven Behandlung (z.B. Hochtemperaturverbrennung) zugeführt [4]. Der ggf. mit volatilen PFAS-belastete Abgasstrom muss ebenfalls nachbehandelt werden.

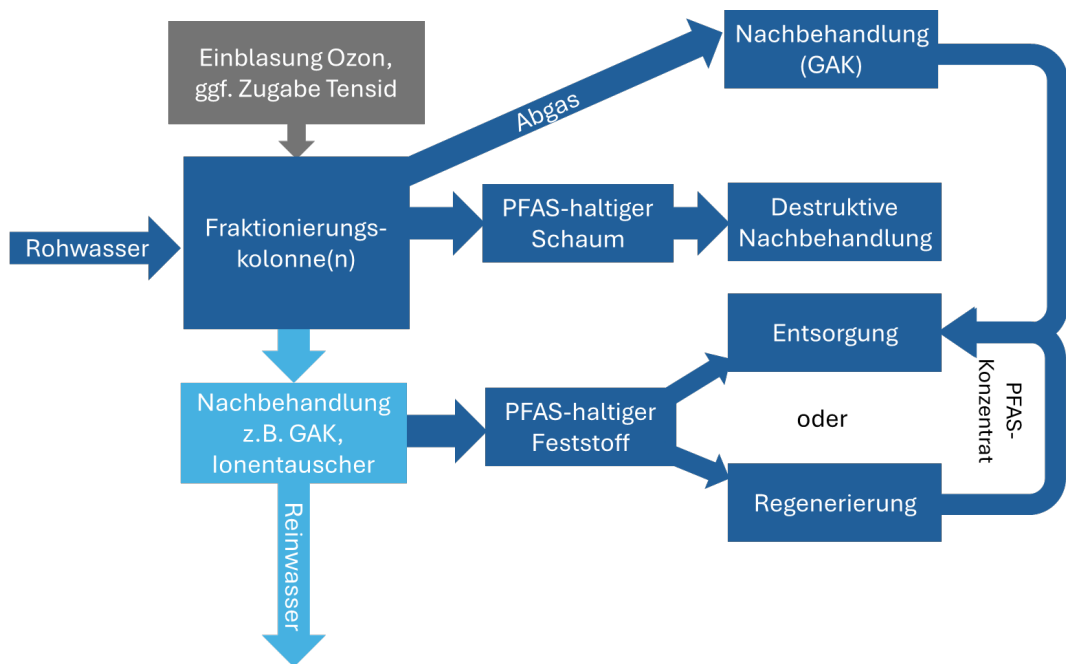


Abb. 8
Schematischer Aufbau der Ozofraktionierung. Dunkelblau sind PFAS-belastete Ströme, hellblau sind PFAS-reduzierte Ströme, grau sind Hilfsstoffe.

6.6.2 Leistungsmerkmale

Eine Erprobung zur Grund- und Deponiesickerwasserbehandlung zeigte gute Resultate [4] und erste Full-Scale-Anwendungen sind in Amerika und Australien bereits in Betrieb. Ein variabler Volumenstrom ist möglich. In der Regel wird ein kontinuierlicher Betrieb angestrebt, ein Batch-Betrieb ist jedoch auch möglich.

Ein Massenverhältnis von Ozon zu Wasser von 13% (v/v) sollte bei diesem Verfahren nicht überschritten werden. Das Ozon bildet sonst zu grosse Blasen aus und die Effizienz des Prozesses nimmt ab. Eine Vorbehandlung ist weder für gepumptes, verunreinigtes Grundwasser noch für Deponiesickerwasser notwendig. In das System eingebrachte Feststoffe (im Zulauf) bewirken ebenfalls keine Verminderung der Reinigungsleistung, so dass sich selbst Schlämme mit einem Feststoffanteil von bis zu 20% für dieses Verfahren eignen.

Auch bei schwankenden Rohwasserkonzentrationen (100 – 5'400 µg/l) wird von einer Reinigungseffizienz von >97% der PFAS berichtet (28 Verbindungen nach TOP-Assay) [4]. Die kurzkettingen PFAS können unter Verwendung von Ozon besser entfernt werden als mit Luft (siehe Kapitel 6.5 «Schaumfraktionierung»), werden aber nicht so effizient entfernt wie langkettige PFAS. Eine Studie zeigte, dass die erzielbaren Endkonzentration im Bereich von >500 ng/L für die Summe PFAS lagen, aber bestimmte Einzelsubstanzen bis <10 ng/L entfernt werden konnten [75]. Bei einem tiefen Reinigungsziel für kurz- und langkettige PFAS ist daher davon auszugehen, dass eine Kombination mit einem nachgeschalteten Verfahren, z.B. Adsorption an Aktivkohle oder Ionentauscher, erforderlich ist. Die Nachbehandlung kann aber, aufgrund der bereits verminderten PFAS-Fracht, kleiner dimensioniert werden als beim Einsatz als alleinstehendes Verfahren.

6.6.3 Störungen

Bei einem hohen Anteil an weiteren organischen Begleitstoffen, welche im Deponiesickerwasser vorhanden sein können, ist mit einem erhöhten Einsatz von Ozon zu rechnen, da auch die Begleitstoffe oxidiert werden und damit die Bildung der Perfluoralkansäuren aus den Vorläuferverbindungen gestört wird. Bei zusätzlich hohen Gehalten an Vorläuferverbindungen wurden geringere Wirkungsgrade für $\leq C6$ -PFCA (ca. 66%) festgestellt [4]. Anzunehmen ist hier allerdings, dass die Neubildung von diesen Carbonsäuren aus den Vorläufersubstanzen während der Ozonbehandlung stattfindet. Weiter wird bei geringem Salzgehalt eine geringere Reinigungseffizienz in Bezug auf kurzkettige PFAS beschrieben. Die Ursachen dafür sind allerdings noch nicht abschliessend geklärt [16].

Als unerwünschte toxische Nebenprodukte entstehen – je nach Zusammensetzung des zu behandelnden Wassers und Gehalten an Co-Kontaminanten – beispielsweise Chlorgas, Bromat (BrO_3^-) sowie Perchlorat (ClO_4^-) und durch Halogenierung des DOC auch adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX). Vorversuche mit standortspezifischem Rohwasser sind daher durchzuführen. Gegebenenfalls kann das Verfahren gar nicht oder nur mit einer aufwändigen Nachbehandlung zur Entfernung der Nebenprodukte eingesetzt werden.

6.6.4 Ressourcenverbrauch

Der Ressourcenverbrauch für die Ozofraktionierung ist abhängig von der Anlagengrösse, der PFAS-Konzentration im zu behandelnden Wasser, der Anwesenheit von Begleitstoffen und dem Behandlungsziel. Der entstehende mit PFAS-belastete Schaum muss entfernt und einer destruktiven Behandlung zugeführt werden.

Ein hoher Anteil an organischen Begleitstoffen führt zu einem höheren Einsatz von Ozon und somit zu höheren Betriebskosten. Ist mit einer geringen Eigenschaftsbildung des zu behandelnden Wassers zu rechnen, führt die Zugabe von Reagenzien/Tensiden zu weiteren Kosten.

Ozofraktionierung	
Eignung	- für gepumptes, verunreinigtes Grundwasser erprobt - für Deponiesickerwasser erprobt
Betriebssicherheit	- hoch - nicht frostsicher
Wartungsaufwand	- abhängig von der Anlagengrösse: bis zu 3 Arbeitstage pro Woche - aufwändiger als im Vergleich zu einem reinen Adsorptionsverfahren
Effizienz der Entfernung	>97% der lang- und kurzkettigen PFAS (ohne Nachbehandlung) bei hohen Konzentrationen
Vorbehandlung	- i.d.R. nicht nötig - ggf. Entfernung von störender Begleitmatrix empfehlenswert - bei geringer Eigenschaftsbildung des Wassers ist die Zugabe von Reagenzien/Tensiden nötig
Nebenprodukte/Rückstände	- PFAS-belasteter Schaum muss behandelt werden - Abgasbehandlung z.B. mit Aktivkohlefilter - beladene Aktivkohle / Ionentauscher aus der Nachbehandlung
Mögliche kritische Nebenprodukte	- Bromat, Perchlorat, AOX im Reinwasser - Chlorgas in der Abluft
Anzahl Anbieter	patentiertes Verfahren, 2 Anbieter/Lizenznehmer

6.7 Elektrochemische Oxidation

6.7.1 Funktion

Mittels elektrochemischer Verfahren können PFAS vollständig und ohne die Zugabe von Prozesschemikalien durch direkte anodische Oxidation zu CO_2 und HF mineralisiert werden. Die elektrochemische Oxidation (kurz Elektrooxidation) von PFAS erfolgt mithilfe einer Elektrolysezelle. Die negativ geladenen PFAS-Moleküle werden an der Anode direkt oxidiert. Mögliche andere Abbaupfade sind die Bildung von Hydroxylradikalen, die dann in der Folge die PFAS-Moleküle oxidieren [4][14].

Stand heute ist die elektrochemische Oxidation nicht auf Vollströme von Abwasser anwendbar, kann aber für die Behandlung von z.B. Konzentraten aus der Umkehrosmose oder Schaum aus Fraktionierung angewendet werden.

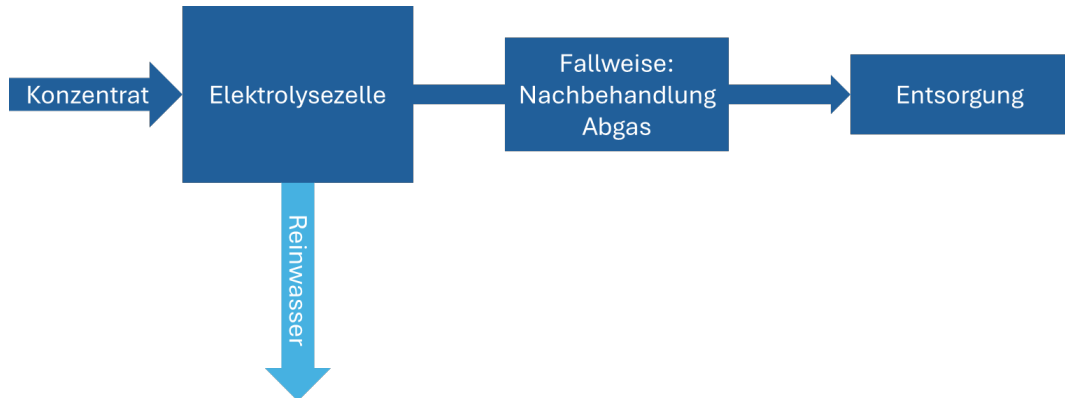


Abb. 9
Schematischer Aufbau der Elektrochemischen Oxidation. Dunkelblau sind PFAS-belastete Ströme, hellblau sind PFAS-reduzierte Ströme.

6.7.2 Leistungsmerkmale

Labortechnisch konnte der vollständige Abbau von PFAS-Konzentrationen im Bereich von 10 bis 15'000 $\mu\text{g/l}$ gezeigt werden [57]. Untersuchungen des Abbaus kurzkettiger Verbindungen zeigte, dass beispielsweise der Abbau von PFHxS und PFBS weniger gut funktioniert als der Abbau des langkettigen PFOS bei gleicher Behandlungsdauer [57]. Dies wird auf die höhere Wasserlöslichkeit und die damit verbundene kürzere Kontaktzeit mit dem Anodenmaterial zurückgeführt. Unterschiedliche Anodenmaterialien werden derzeit auf ihren Einfluss auf die Verfahrensführung untersucht. Der Abbau von PFOS mittels innovativer Ti_4O_7 -Elektroden ist deutlich energieeffizienter als derjenige Bor-dotierter Diamantelektroden. Jedoch weisen Ti_4O_7 -Elektroden eine kürzere Lebenserwartung als Bor-dotierte Elektroden auf, sodass eine weitere Materialoptimierung ein wichtiger Forschungsgegenstand bleibt [14]. Die Effizienz des Verfahrens hängt im Wesentlichen von der Konzentration und der Aufenthaltszeit des PFAS-belasteten Wassers in der Elektrolysezelle ab (Kontaktzeit zum Anodenmaterial) und kann darüber gesteuert werden [58].

6.7.3 Störungen

Grundsätzlich stören alle zusätzlichen, potenziell oxidierbaren Substanzen die Effizienz der PFAS-Entfernung. Als unerwünschte, toxische Nebenprodukte entstehen – je nach Zusammensetzung des zu behandelnden Wassers und Gehalten an Co-Kontaminanten – beispielsweise Chlorgas, Bromat (BrO_3^-) sowie Perchlorat (ClO_4^-) und durch Halogenierung des DOC auch adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX). Vorversuche mit standortspezifischem Rohwasser sind durchzuführen. Gegebenenfalls kann das Verfahren gar nicht oder nur mit einer aufwändigen Nachbehandlung zur Entfernung der Nebenprodukte eingesetzt werden.

6.7.4 Ressourcenverbrauch

Das Verfahren erfordert einen hohen Energieeinsatz. Gegebenenfalls müssen die entstehenden, gasförmigen Produkte (HF, Chlorgas) nachbehandelt werden. Andere, insbesondere feste Rückstände entstehen bei diesem Verfahren nicht.

Elektrochemische Oxidation	
Eignung	• erprobt für anfallende Konzentrate aus anderen Verfahren • Pilotversuche mit gepumptem, verunreinigtem Grundwasser und Deponiesickerwasser
Betriebssicherheit	• hoch • nicht frostsicher
Wartungsaufwand	• mittelgross
Effizienz der Entfernung	• hoch; kann über die Kontaktzeit gesteuert werden • für kurzkettige PFAS sind längere Kontaktzeiten erforderlich
Vorbehandlung	• nicht grundsätzlich erforderlich; hohe DOC-Konzentrationen erhöhen jedoch die Kosten resp. senken die Effizienz
Nebenprodukte/Rückstände	• Abgasstrom muss gegebenenfalls behandelt werden
Mögliche kritische Nebenprodukte	• Bromat, Perchlorat, AOX im Reinwasser • Chlorgas und HF im Abluftstrom
Anzahl Anbieter	• >5

6.8 Zusammenstellung - Stand der Technik der erprobten Verfahren

Die nachfolgende Tab. 5 fasst den aktuellen Kenntnisstand zu den für die PFAS-Entfernung geeigneten Verfahren zusammen. Die Begleitgruppe zu diesem Bericht hat die nachfolgenden Angaben erarbeitet. Für die spezifischen Angaben, insbesondere die erreichbaren Endkonzentrationen bzw. Entfernungsraten, wurden die typischen, in der Schweiz zu erwartenden Konzentrationen in den jeweiligen Abwässern zugrunde gelegt (siehe Kapitel 4 bzw. im Anhang).

Für die erzielbaren Endkonzentrationen konnte nicht auf Daten von Pilotversuchen in der Schweiz zurückgegriffen werden. Die entsprechenden Werte wurden auf Grundlage der Verfahrenseigenschaften und den Erfahrungswerten der Anlagenbauer abgeschätzt:

- < 5 ng/L für Entfernung langkettige PFAS durch GAK, als Leitsubstanzen kann PFOA dienen, um die Einhaltung zu überprüfen, da PFOA in dieser Gruppe am schlechtesten adsorbiert wird.
- < 10 ng/L für Entfernung von kurzkettigen PFAS durch Ionentauscher, als Leitsubstanzen kann PFBA dienen, da PFBA in dieser Gruppe am schlechtesten adsorbiert wird.
- Zusätzlich ist eine Summenkonzentration von < 20 ng/L (für langkettige PFAS) und < 50 ng/L (für kurzkettige PFAS) angegeben, diese gilt zusätzlich über alle gemessenen Einzelstoffe. Total ergibt sich somit eine erreichbare Endkonzentration von 70 ng/L als Summenkonzentration über alle PFAS-Stoffe.

Die Summenwerte lehnen sich an die, in der Vergangenheit am häufigsten nachgewiesenen PFAS-Einzelstoffe an. Dies sind PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFBS, PFHxS, PFOS. Von diesen Einzelsubstanzen sind 5 kurzkettige und 4 langkettige PFAS. Daraus ergeben sich bei Erreichen der geforderten Endkonzentrationen für kurzkettige PFAS $5 \times 10 \text{ ng/L} = 50 \text{ ng/L}$ und für langkettige PFAS $4 \times 5 \text{ ng/L} = 20 \text{ ng/L}$. Auch bei Vorliegen von mehr kurz- oder langkettigen PFAS sollten die Summenwerte erreichbar sein, da davon auszugehen ist, dass die jeweils längerketten Einzelsubstanzen stärker adsorbieren. Ebenfalls in Ermangelung von Pilotversuchen können zum jetzigen Zeitpunkt keine belastbaren Kosten zu den Verfahren angegeben werden. Aus diesem Grund kann die wirtschaftliche Tragbarkeit der einzelnen Verfahren derzeit nicht bewertet werden. Diese ist, wie auch die technischen und betrieblichen Möglichkeiten, generell im Einzelfall zu prüfen.

Eine Verfahrenskombination kann nötig sein, um sowohl lang- als auch kurzkettige PFAS effizient zu entfernen. Dies kann z.B.

- eine GAK-Behandlung zur Elimination langkettiger PFAS mit nachgeschaltetem Ionentauscher zur Entfernung kurzkettiger PFAS sein,
- Bei grossen Volumenströmen kann eine erweiterte Verfahrenskombination Sinn machen wie z.B. die Behandlung durch eine Umkehrosmose, die die PFAS im Konzentratstrom um das Vierfache aufkonzentriert, gefolgt von einer Schaum-/Ozofraktionierung in der eine weitere Aufkonzentrierung stattfindet und die konzentrierte Lösung (< 5%) mittels Elektrooxidation behandelt wird. Die wässrige

Phase aus der Schaum-/Ozofraktionierung wird mittels Ionentauscher nachbehandelt und, wenn zulässig, danach eingeleitet.

Deponiesickerwasser hat typischerweise eine höhere Salzfracht und eine höheren DOC-Konzentration als gepumptes, verunreinigtes Grundwasser. Damit die Behandlung mit Aktivkohle oder Ionentauscher die gleichen PFAS-Endkonzentrationen erreichen können, müssen die Salz- und DOC-Konzentrationen im Deponiesickerwasser gesenkt werden. Ansonsten sind vermutlich nur Endkonzentrationen erreichbar, die deutlich höher liegen als die für gepumptes, verunreinigtes Grundwasser erreichbaren Konzentrationen. Als Abschätzung kann davon ausgegangen werden, dass die Endkonzentrationen in der Größenordnung von einem Faktor 10 höher liegen können. Dies ist auch bei typischen Verfahrenskombinationen zu beachten, bei denen als letzte Stufe eine GAK-Behandlung oder ein Ionentauscher eingesetzt wird. Ob die benötigte Salz- und DOC-Entfernung technisch und betrieblich möglich und wirtschaftlich tragbar ist, muss im Einzelfall geklärt werden.

Ausserdem kann sich die Zusammensetzung von gepumptem, verunreinigtem Grundwasser schneller ändern als die eines Deponiesickerwassers, sodass gegebenenfalls eine Änderung des Behandlungsverfahrens berücksichtigt werden muss.

Darüber hinaus kann die Dauer des Einsatzes des Verfahrens bei Behandlung von gepumptem, verunreinigtem Grundwasser deutlich kürzer sein als die Dauer des Einsatzes bei Deponiesickerwasser. Diese kürzere Einsatzdauer kann die Auswahl des Verfahrens zur Behandlung von gepumptem, verunreinigtem Grundwasser beeinflussen (Verfügbarkeit, Aufwand für Installation, Qualifikation und Wartung, etc.).

Aufgrund der dynamischen Entwicklung der Verfahren zur PFAS-Entfernung ist es nicht ausgeschlossen, dass kurzfristig neue Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen zur Verfügung stehen werden. Sollten diese Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen mindestens die oben angegebenen Zielwerte erreichen, können sie alternativ zu denen in Tab. 5 aufgeführten Verfahren eingesetzt werden.

	Aktivkohle (GAK)	Ionentauscher	Fällung	Membranfiltration (Nanofiltration (NF) oder Umkehrosmose (UO))	Schaumfraktionierung	Ozofraktionierung	Elektrochemische Oxidation
Eignung	Für kurzkettige PFAS nicht empfohlen, eher für geringe Volumenströme geeignet, mit Parallelschaltung auch grössere Volumenströme behandelbar	eher für geringe Volumenströme geeignet, mit Parallelschaltung auch grössere Volumenströme behandelbar	auch für sehr hohe Konzentrationen geeignet	bei grossen Volumenströmen besonders geeignet	auch für sehr hohe Konzentrationen geeignet	auch für sehr hohe Konzentrationen geeignet, Oxidationsnebenprodukte z.B. Bromat beurteilen	für hohe Konzentrationen geeignet, Oxidationsnebenprodukte z.B. Bromat beurteilen
Typ	In Kombination mit weiterem Verfahren, für Baustellenabwasser ggf. auch als Einzelverfahren einsetzbar	In Kombination mit weiterem Verfahren	Nur als Vorbehandlung	In Kombination mit weiteren Verfahren, Konzentratstrom (ca. 15 - 25%) muss separat behandelt werden. Als Einzelverfahren wahrscheinlich unwirtschaftlich	Nur als Vorbehandlung	Nur als Vorbehandlung	Zerstörend, zur Behandlung von Konzentraten
Regeneration	Möglich	Möglich					
Vorbehandlung	Typischerweise Sand-/Kiesfilter und/oder Flockung/Fällung; Weitere je nach Störungen	Typischerweise Sand-/Kiesfilter und/oder Flockung/Fällung, zus. GAK Weitere je nach Störungen	Keine, bei nachgeschaltetem Ionentauscher ist die Salzfracht zu reduzieren	nötig zur Reduzierung der Trübstoffe	Keine, bei nachgeschaltetem Ionentauscher ist die Salzfracht zu reduzieren	Keine, bei nachgeschaltetem Ionentauscher ist die Salzfracht zu reduzieren	Aufkonzentration
Betriebssicherheit	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch	hoch, aber hoher Wartungsaufwand	hoch
Effizienz der Entfernung...							
...langkettige PFAS (Bsp. PFOS, PFOA)	< 5 ng/L pro Einzelsubstanz, z.B. PFOA	Als Einzelverfahren wirtschaftlich nicht empfohlen	< 100 ng/L pro Einzelsubstanz	Mit UO < 10 ng/L Summe langkettige PFAS (im Permeat)	> 90% 50 - 100 ng/L (PFOS)	>97% bei hohen Konz.< 10 ng/L für	< 10 ng/L pro Einzelsubstanz

Tab. 1
Eignung und Bewertung der erprobten PFAS-Behandlungsverfahren. Die Angaben zur Grösse von Konzentrationen oder Volumenströme dienen zum Vergleich der unterschiedlichen Verfahren.

	Aktivkohle (GAK)	Ionentauscher	Fällung	Membranfiltration (Nanofiltration (NF) oder Umkehrosmose (UO))	Schaumfraktionierung	Ozofraktionierung	Elektrochemische Oxidation
	Summe < 20 ng/L ¹⁰				Evtl. Summe < 100 ng/L	bestimmte Einzelsubstanzen	
...kurzkettige PFAS je Einzelsubstanz (Bsp. PFBA, PFBS)	Als Einzelverfahren wirtschaftlich nicht empfohlen, weil schneller Durchbruch	< 10 ng/L pro Einzelsubstanz, z.B. PFBA Summe < 50 ng/L ¹⁰	< 100 ng/L pro Einzelsubstanz	Mit UO < 10 ng/L pro Einzelsubstanz (im Permeat)	Als Einzelverfahren wirtschaftlich nicht empfohlen	Als Einzelverfahren wirtschaftlich nicht empfohlen	Stark abhängig von Behandlungsdauer
Betriebsart, Behandlungsdauer	Kontinuierlich						Batchbetrieb, lange I
Nebenprodukte						Oxidationsnebenprodukte im Wasser und ggf. im Abgas	Oxidationsnebenprodukte
Rückstände	Beladene Aktivkohle, Rückstände aus weiterem Verfahren z.B. Ionentauscherharz	Beladenes Ionentauscherharz oder Regenerat, Rückstände aus weiterem Verfahren z.B. beladene Aktivkohle	PFAS-haltiger Schlamm; Rückstände aus der Nachbehandlung	UO bzw. NF-Konzentrat, 15 - 25% des Rohwassers	PFAS-haltiges Schaumkonzentrat, Rückstände aus der Nachbehandlung	PFAS-haltiges Schaumkonzentrat, Rückstände aus der Nachbehandlung	keine Rückstände, die entsorgt werden müssen
Entsorgungsweg; muss festgelegt werden¹¹	Regeneration (bei Grossmengen) oder Hochtemperatur-Verbrennung (>1100°C, mind. 2 s)	beladenes Harz regenerieren oder Hochtemperatur-Verbrennung (>1100°C, mind. 2 s)	PFAS-haltigen Schlamm destruktiv behandeln (z.B. Elektro-Oxidation) oder Hochtemperatur-Verbrennung (>1100°C, mind. 2 s)	Konzentrat destruktiv behandeln (z.B. Elektro-Oxidation; vor Ort oder zentral) oder weiter aufkonzentrieren (Schaum-/Ozofraktionierung)	Schaumkonzentrat destruktiv behandeln (z.B. Elektro-Oxidation) oder Hochtemperatur-Verbrennung (>1100°C, mind. 2 s) sowie Rückstände aus der Nachbehandlung (IA, GAK)	Schaumkonzentrat destruktiv behandeln (z.B. Elektro-Oxidation) oder Hochtemperatur-Verbrennung (>1100°C, mind. 2 s) sowie Rückstände aus der Nachbehandlung (IA, GAK)	Keiner nötig

¹⁰ Damit durch die Behandlung mit Aktivkohle oder Ionentauscher die angegebenen PFAS-Endkonzentrationen im Deponiesickerwasser erreichen können, müssen vorgängig Salze und DOC entfernt werden ansonsten sind vermutlich nur Endkonzentrationen erreichbar, die um einen Faktor 10 höher liegen.

¹¹ gemäss Art. 32 Abs. c VeVA müssen Sonderabfälle mit mehr als einem Gew.-% organisch gebundenen Halogenen bei einer Mindesttemperatur von 1'100°C während mindesten 2 Sekunden behandelt werden

	Aktivkohle (GAK)	Ionentauscher	Fällung	Membranfiltration (Nanofiltration (NF) oder Umkehrosmose (UO))	Schaumfraktionierung	Ozofraktionierung	Elektrochemische Oxidation
LVA-Code¹² für die Rückstände Code (Basler Übereinkommen ¹³)	15 02 02 [S]	19 08 06 [S] (Harz)	19 08 13 [S]	16 10 01 [S] (wässrige Abfälle)	16 10 01 [S] (wässrige Abfälle)	16 10 01 [S] (wässrige Abfälle)	--
	A4160	--	--	--	--	--	--
Anzahl Anbieter	>5	>5	1	>5	>5	2	>5

¹² Sonderabfälle sind mit [S] gekennzeichnet und dürfen nach der Verordnung über den Verkehr mit Abfällen (VeVA) nur an bewilligte Entsorgungsunternehmen übergeben werden. Für die Übergabe sind Begleitscheine zu verwenden (SR 814.610.1, Verordnung des UVEK über Listen zum Verkehr mit Abfällen).

¹³ Nach der VeVA dürfen Abfälle nach Anlage VIII (Liste A) oder Abfälle, die nicht explizit in Anhang IX (Liste B) aufgeführt werden nur mit Bewilligung des BAFU grenzüberschreitend verbracht werden (SR 0.814.05, Basler Übereinkommen über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle und ihrer Entsorgung).

6.9 Analytische Verfahrenskontrolle

Die Überwachung von Abwässern und Abwasserbehandlungsanlagen ist erforderlich, um die Einhaltung gesetzlicher Vorgaben nachzuweisen sowie Gewässerverschmutzungen frühzeitig zu erkennen und zu verhindern. Die Vorgaben der Vollzugshilfe Deponiesickerwasser bezüglich der Einhaltung der Emissions- und Immissionswerte sowie anderer behördlicher Anforderungen bleiben vorbehalten und sind jederzeit einzuhalten. Details dazu finden sich in der Vollzugshilfe «Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser».

6.9.1 Häufigkeit der Analysen

Als grobe Orientierung ist davon auszugehen, dass die separativen Verfahren wie Fällung, Fraktionierung und Membranverfahren am häufigsten durch Analysen überprüft werden müssen. Eine Ausnahme unter den separativen Verfahren hinsichtlich der Analysehäufigkeit stellen die adsorptiven Verfahren (GAK, Ionentauscher) dar. Für diese Verfahren liegen häufig Erfahrungswerte zur Anlagenauslegung hinsichtlich des Schadstoffdurchbruchs vor. Den geringsten analytischen Aufwand sollten die destruktiven Verfahren aufweisen, da diese aber in der Regel noch nicht am Markt etabliert sind, ist dies in der Praxis noch nicht gezeigt. Innerhalb einer Verfahrensgruppe hängt der analytische Aufwand von der Ausgangskonzentration, dem Aufbereitungsziel und der Auslegung der Anlage (z.B. Grösse der Verfahrensstufen) ab, so dass die Häufigkeit der notwendigen Analysen stark variieren kann.

6.9.2 Umfang der Analytikparameter

Im Rahmen der Voruntersuchungen von belastetem Grundwasser und Deponiesickerwasser wird in der Regel ein umfassendes Analytikprogramm für PFAS-Parameter durchgeführt. Dieses umfasst häufig mehr als 35 Substanzen und kann ebenfalls die Analyse von ultrakurzkettigen PFAS, beispielsweise TFA, umfassen.

Sobald das Stoffspektrum zuverlässig eingegrenzt ist, kann die Parameterauswahl gezielt reduziert werden. Bei der Untersuchung und Sanierung belasteter Standorte ist es möglich, noch spezifischer vorzugehen, da die relevanten Substanzen oft bereits im Vorfeld bekannt sind. In solchen Fällen kann die Analyse auf spezifische Verbindungen beschränkt werden [81].

6.9.3 Innerbetriebliche Kontrollen

Die innerbetrieblichen Kontrollen dienen der Überwachung der Wasserqualität und Steuerung der Anlagen. Art und Umfang der Kontrollen hängen von verschiedenen Faktoren ab, darunter der Anlagentyp, die Beschaffenheit des Abwassers sowie der vorgesehene Einleitort. Die Untersuchungen können auf wenige Leitparameter fokussiert werden, insbesondere wenn die Eliminationsleistung der Anlage nach der Inbetriebnahme bekannt ist.

Die Festlegung der zu überwachenden Parameter erfolgt durch den Betrieb in enger Abstimmung mit dem Anlagenbauer und der zuständigen Behörde. Dafür ist die Einrichtung eines Qualitätssicherungssystems erforderlich, das mindestens folgende Punkte umfassen sollte:

- Allgemeine Überwachung der Anlagen
- Kontrolle und Beurteilung der Wasserqualität
- Spezifische Arbeiten und ausserordentliche Vorkommnisse
- Alarmsystem

6.10 Kurze Übersicht über die noch nicht erprobten Verfahren

Methode	Verfahren	Entwicklungsstand	Vor-/Nachteile, Besonderheiten
Separation	Sorption an Polymere	Laborversuche	Diverse Sorptionsmittel wurden im Labor untersucht: Hydrotalcit, Quaternisierte Baumwolle, Ambersorb, PAF-45, β -Cyclodextrin, Osorb. Prüfung der Umweltverträglichkeit der Produkte ist noch ausstehend, teilweise könnte die Entsorgung der Sorptionsmittel problematisch sein.
	Druckentspannungsflotation	erste Feldversuche	Verfahrenskombination aus Koagulation mit Polyaluminiumchlorid und nachgeschalteter Druckentspannungsflotation zeigt Entfernung von PFOS und PFNA von 29% bis 49%. Keine nennenswerte Entfernung kurzkettiger PFAS [78]. Entfernung für Fluortelomere und Sulfonamide im kleinen Versuchsmaßstab von Deponiesickerwässern in Florida (1 Liter-Zylinder) >90%, weniger geeignet für kurzkettige Verbindungen [79].
	Abwasserstripping	für PFAS nicht etabliert	Für leicht flüchtige PFAS eventuell geeignet (Fluortelomere). Störungen durch Fe/Mn (Verstopfung der Füllkörper). Der Abgasstrom mit volatilen PFAS bedarf einer Nachbehandlung.
	Elektrokoagulation	Laborversuche	Studien zeigten, dass PFOA und PFOS im $\mu\text{g/l}$ - bis mg/l -Bereich effektiv aus der wässrigen Lösung abgetrennt werden können (>95% Entfernung, 20 Minuten) [80].
Destruktion	Sonolyse	Erste Feldversuche	Mit Ultraschallbehandlung können sowohl kurz- wie auch langkettige PFAS und deren Vorläuferverbindungen zerstört werden. Nach derzeitigem Kenntnisstand ist für eine effektive PFAS-Elimination eine hohe Ultraschallfrequenz (300 – 1000 kHz) erforderlich [12]. Eine Überlagerung von zwei Frequenzen (z.B. 500 kHz und 1'000 kHz) haben sich als vorteilhaft erwiesen [12]. Die Ultraschallbehandlung wird im Batch-Betrieb gefahren und die Effizienz der PFAS-Reduktion ist dabei vor allem abhängig von der Rohwasserkonzentration der Einzelverbindungen [3]. Für geringe PFAS-Konzentrationen scheint das Verfahren nicht wirtschaftlich einsetzbar zu sein [12].
	Advanced Oxidation/Reduction	Laborversuche	Insgesamt scheint der Abbau der Perfluorsulfonsäuren deutlich schwieriger zu sein als derjenige von Perfluorcarbonsäuren. Vor allem der Abbau der kurzkettigen PFAS ist nicht oder nur unzureichend validiert. Wesentliche Bedenken bestehen hinsichtlich der Bildung signifikanter Konzentrationen kurzkettiger PFAS. Sind neben PFAS andere organische Verbindungen vorhanden, so werden diese durch die Oxidationsmittel bevorzugt abgebaut und hinsichtlich der PFAS kommt es zusätzlich zu einer kompetitiven Hemmung der Oxidation. Die chemische Oxidation ist sehr empfindlich gegenüber Störstoffen: DOC, Bicarbonat, Chlorid.
	Superkritische Nassoxidation	Pilotversuche (nicht vor Ort, Anwendung auf Konzentrate)	Gehört zu den am weitesten entwickelten Verfahren für die destruktive PFAS-Behandlung, die noch nicht für Deponiesickerwasser und gepumptes verunreinigtes Grundwasser angewendet werden. Zu

Methode	Verfahren	Entwicklungsstand	Vor-/Nachteile, Besonderheiten
			den bestehenden Herausforderungen zählen extreme Materialanforderungen, Korrosion und Salzausfällung. PFAS-Entfernung >90%, keine Rückstände, bislang nur für hohe Konzentrationen wirtschaftlich einsetzbar (CSB > 100 g/L bzw. PFAS im Bereich von mehreren mg/L [69]).
	Piezokatalytische Degradation	Feldversuch	Derzeit in Erprobung als nachgeschaltetes Verfahren bei Schaumfraktionierung, d.h. anwendbar für hohe PFAS-Konzentrationen. Skalierbar bis 100 m ³ /h (Batch-Betrieb oder kontinuierlich). Effizienter für kürzere PFAS, Effizienz über Kontaktzeit steuerbar. Erreichbare Endkonzentrationen noch nicht publiziert.
	UV-Behandlung	Laborversuche	Spaltung der C-F-Bindung durch UV-induzierte Hydroxylradikalproduktion im Wasser. Die starke C-F-Bindung erfordert energiereichere Strahlung als die aus herkömmlichen, in der Trinkwasserdesinfektion verwendeten Lampen mit $\lambda = 254 \text{ nm}$. In Versuchen mit zusätzlichen Oxidations-/Reduktionsmitteln (H_2O_2 , Fe^{3+} , $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) konnten bei 185 nm bis zu 100% PFOS und PFOA abgebaut werden [20].
	Kugelmühle	Laborversuche	Bisher überwiegend nur zur Reinigung von PFAS-belastetem Boden angewandt. Hilfsmittel wie Kaliumhydroxid, Kalk, Siliziumdioxid, Natriumhydroxid oder Kalziumfluorid werden eingesetzt. Durch mechanisches Einwirken der Stahlkugeln in der Mühle entstehen lokal hohe Temperaturen, wodurch eine pyrolytische Zerstörung der PFAS erzielt wird. Erste Versuche in wässriger Phase laufen.
	Einsatz von Plasma	Laborversuch	Durch die Behandlung mit Atmosphären-Plasma kann PFAS im Grund-, Sicker- und Waschwasser entfernt werden. Dabei wird das zu behandelnde Wasser im Batch-Verfahren behandelt und der Abbau von kurz- sowie langkettigen PFAS ist möglich. Je nach Matrixeffekten können die PFAS dabei vollständig abgebaut werden. Ein Upscaling ist höchstwahrscheinlich möglich.

6.11 Beispiele zum Stand der Technik

Die nachfolgende Tabelle fasst die Rückmeldungen zu Praxisbeispielen aus der Umfrage bei den Anlagenbauern zusammen. Es wurden nur diese Praxisbeispiele, teilweise aus der Schweiz, teilweise aus dem Ausland, zurückgemeldet und zur Veröffentlichung freigegeben. Der Detaillierungsgrad der Angaben variierte dabei stark. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass es sich teilweise um Pilotversuche handelt und andererseits nur diejenigen PFAS-Summen bzw. Einzelstoffe erwähnt wurden, die durch die behördlichen Auflagen vor Ort bestimmt wurden. Generell wurde keine Unterscheidung bei der Behandlungseffizienz von kurz- und langkettigen PFAS beschrieben. Auch dies ist auf die Art der Behandlungsziele zurückzuführen.

Grundwasser	GAK	GAK	GAK	GAK	GAK	Ionentauscher	Nanofiltration	Ionentauscher und GAK	Membranfiltration
Behandlung	seit 2008 in Betrieb	seit 2007 in Betrieb	seit 2019 in Betrieb	seit 2009 in Betrieb	Pilotversuch 2023	Pilotversuch 2023	Pilotversuch 2023	seit 2015 in Betrieb	Pilotversuch
Volumenstrom des zu behandelnden Wassers	35 m³/h	320 m³/h	160 m³/h	80 m³/h	0.002 - 0.003 m³/h	0.002 - 0.003 m³/h	0.002 - 0.003 m³/h	ca. 55 m³/h	0.05 - 0.1 m³/h
Art der Vorbehandlung	seit 2 Jahren ohne Vorbehandlung	ohne Vorbehandlung	Oxidation / Sandfilter	Stripping Kolonne, Sandfilter	Stripping Kolonne, Sandfilter	Stripping Kolonne, Sandfilter	Stripping Kolonne, Sandfilter	Oxidation, Sandfilter	keine
Häufigkeit der Probenahme	monatlich	monatlich	monatlich	monatlich	monatlich	monatlich	monatlich	k.A.	k.A.
Welche Parameter (ausser PFAS) werden analysiert?	k.A.	k.A.	Fe (gelöst und gesamt) abfiltrierbare Stoffe	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

Tab. 2
Beispiele aus der Praxis (Umfrage bei Anlagenherstellern) zur Anwendung von Verfahren und Verfahrenskombinationen

Grundwasser	GAK	GAK	GAK	GAK	GAK	Ionentauscher	Nanofiltration	Ionentauscher und GAK	Membranfiltration
Analysierte PFAS	<u>Summe PFAS 13:</u> 9 PFAS* + PFHpS, PFOSA, PFDeA, H ₄ PFOS <u>Summe PFAS 23</u> <u>(4xjährlich):</u> obige 13 PFAS + PFDS, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTA, HPFHpA, H ₂ PFDA, H ₄ PFOS, H ₄ PFUnA, PF-3,7-DMOA, 8:2FTS	<u>Summe PFAS 23:</u> 9 PFAS*+ PFPeS, PFHpS, PFOSA, PFDeA, PFDS, PFUnA, PFDoA, PFTrA, PFTA, HPFHpA, H ₂ PFDA, H ₄ PFOS, H ₄ PFUnA, PF-3,7-DMOA	9 PFAS* + PFHpS, PFOSA, PFDeA, 6:2FTS	PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA	PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA	PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA	PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA	k.A.	18 PFAS (EPA Methode 537.1)
PFAS-Konzentration im Zu- lauf	1 µg/l	1.5 - 3 µg/l	0.5 - 1 µg/l	1.1 ± 0.8 µg/l	1.1 ± 0.8 µg/l	1.1 ± 0.8 µg/l	1.1 ± 0.8 µg/l	k.A.	36.4 ng/L
Erreichte End- konzentration im behandel- ten Wasser	5 - 80 ng/l	150 - 350 ng/l	max. 130 ng/l	k.A.	<0.2 ng/l	<0.2 ng/l	<0.2 ng/l	k.A.	<1 ng/L
Erreichte Effi- zienz durch die Behand- lung	Summe 23 PFAS: 90 - 98%, PFBA: 10 - 94%, weitere Einzel- parameter im Ablauf < BG	Summe 23 PFAS: 82 - 99%, PFBA: 0 - 50 %**, PFPeA: 5 - 85%, PFHxA: 60 - 100%, weitere Einzel- parameter im Ablauf < BG oder einstelliger ng/l-Bereich.	PFBA: 0 - 100 %**, PFPeA: 20 - 100%, PFOS: 98 - 100%, weitere Einzel- parameter im Ablauf < BG.	k.A.	>99%	>99%	>99%	k.A.	>70%

Grundwasser	GAK	GAK	GAK	GAK	GAK	Ionentauscher	Nanofiltration	Ionentauscher und GAK	Membranfiltration
Weitere Kommentare	k.A.	k.A.	k.A.	- schnell betriebsbereit - keine grossen Kenntnisse seitens des Betreibers nötig	- schnell betriebsbereit - keine grossen Kenntnisse seitens des Betreibers nötig	- geringer Platzbedarf	- verbesserte Wasserqualität - Klärung und Desinfektion vom Wasser - Entfernung von andere Organischen Verunreinigung - Teilentfernung von Ionen	k.A.	k.A.

k.A. = keine Angaben

* 9 PFAS: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFBS, PFHxS, PFOS

** Ablaufkonzentration teilweise höher als Zulaufkonzentration

Deponiesickerwasser	GAK	Elektrochemische Oxidation	Membranfiltration
Behandlung	seit 2022 in Betrieb	Pilotversuch	Pilotversuch
Volumenstrom des zu behandelnden Wassers	max. 10 m ³ /h	k.A.	<0.1 m ³ /h
Art der Vorbehandlung	Flockung, Sandfilter	k.A.	Elektrokoagulation, Advanced Oxidation
Häufigkeit der Probenahme	k.A.	k.A.	häufig, da Pilotversuch
Welche Parameter (außer PFAS) werden analysiert?	Fe-gesamt abfiltrierbare Stoffe	TFA	k.A.
Analysierte PFAS	9 PFAS* + PFHpS, PFOSA, PFDeA, 6:2FTS	9 PFAS*	US EPA Methode 1633, Einzelsubstanzen nicht spezifiziert
PFAS-Konzentration im Zulauf	k.A.	78 µg/l	147 µg/l
Erreichte Endkonzentration im behandelten Wasser	k.A.	k.A.	<1 ng/L
Erreichte Effizienz durch die Behandlung	k.A.	99% (PFOA)	>99%
Weitere Kommentare	k.A.	k.A.	

k.A. = keine Angaben

* 9 PFAS: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFBS, PFHxS, PFOS

Tab. 3
Beispiele aus der Praxis (Umfrage bei Anlagenherstellern) zur Anwendung von Verfahren und Verfahrenskombinationen

GLOSSAR (ALLGEMEIN)

AltIV	Altlasten-Verordnung
AOF	Adsorbable organic fluorine (adsorbierbares organisch gebundenes Fluor)
AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
BG	Bestimmungsgrenze
BV	Bettvolumen oder Bundesverfassung
DOC	Dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
EBCT	Empty-bed-contact-time
EFSA	Europäische Lebensmittelbehörde
EOF	Extractable organic fluorine (extrahierbares organisch gebundenes Fluor)
GAK	Granulierte Aktivkohle
GSchG	Gewässerschutzgesetz
GSchV	Gewässerschutzverordnung
GUS	Gesamte ungelöste Stoffe
K-Wert	Konzentrationswert nach Altlasten-Verordnung
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
PAK	Pulveraktivkohle
TEQ	Toxizitätsäquivalente
TOF	Total organic fluorine (Gesamtmenge organischen Fluors)
TOPA-Methode	Total oxidizable precursor assay / TOP-Assay (Methode zur Analyse von PFAS-Vorläufersubstanzen)
UQN	Umweltqualitätsnorm
US EPA	United States Environmental Protection Agency (amerikanische Umweltschutzbehörde)
VBBo	Verordnung über Belastungen des Bodens
VOC	Volatile organic compounds (flüchtige organische Verbindungen)
VVEA	Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen

GLOSSAR (PFAS)

(P)FOSA	Perfluorooctansulfonamid
4:2-FTS	4:2 Fluortelomersulfonsäure
6:2 FTOH	6:2 Fluortelomeralkohol
6:2-FTS	6:2 Fluortelomersulfonsäure (Synonym zu H4PFOS)
8:2 FTOH	8:2 Fluortelomeralkohol
8:2-FTS	8:2 Fluortelomersulfonsäure
Capstone A	Capstone A
Capstone B	Capstone B
cC6O4	Perfluor{[(5-methoxy-1,3-dioxolan-4-yl)oxy]essigsäure}
DONA	Perfluor-4,8-dioxa-3H-nonansäure
EtFOSA	N-Ethyl-Perfluorooctansulfonamid
EtFOSAA/ N-EtFOSAA	N-Ethyl-Perfluorooctansulfonamidoessigsäure
GenX	Perfluor-2-propoxypropansäure
HPFHpA	7H-Dodecanfluor-heptansäure
MeFOSA	N-Methyl-Perfluorooctansulfonamid
MeFOSAA/ N-MeFOSAA	N-Methyl-Perfluorooctansulfonamidoessigsäure
PAF-45	Ein aromatisches Polymer PAF-45 (PAF = Porous Aromatic Framework)
PFAS	Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen
PFBA	Perfluorbutansäure
PFBS	Perfluorbutansulfonsäure
PFC	Pper- und polyfluorierte Chemikalien
PFDA	Perfluordecansäure
PFDoDA	Perfluordodecansäure
PFDoDS	Perfluordodekansulfonsäure
PFDS	Perfluordecansulfonsäure
PFHpA	Perfluorheptansäure
PFHpS	Perfluorheptansulfonsäure
PFHxA	Perfluorhexansäure
PFHxDA	Perfluorhexadecansäure
PFHxS	Perfluorhexansulfonsäure
PFNA	Perfluornonansäure
PFNS	Perfluornonansulfonsäure
PFOA	Perfluorooctansäure
PFODA	Perfluorooctadecansäure
PFOS	Perfluorooctansulfonsäure
PFOSA	Perfluorooctansulfonamid
PFPeA	Perfluorpentansäure
PFPeS	Perfluorpentansulfonsäure
PFPrA	Perfluorpropansäure
PFTeDA	Perfluortetradecansäure
PFTrDA	Perfluortridecansäure
PFTrDS	Perfluortridecansulfonsäure
PFUnDA	Perfluorundecansäure
PFUnDS	Perfluorundecansulfonsäure
PTFE	Polytetrafluorethylen
TFA	Trifluoressigsäure

VERZEICHNISSE

Literaturverzeichnis

- [1] Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute VSA, Merkblatt «Stand der Technik», Glattbrugg, 2022
- [2] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Mitteilungen zum Gewässerschutz 41 «Stand der Technik im Gewässerschutz», Bern, 2001, <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/publikationen-studien/publikationen-wasser/stand-technik-gewaesserschutz.html>
- [3] AWEL – Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (ZH): Organische Spurenstoffe – Emerging Pollutants. Untersuchung von Deponiesickerwasser., 2023
- [4] L. Gasser, T. Held, F. Krieg, L. Kathriner, A. Lipsky, M. Reinhard: Entscheidungsgrundlagen für den Vollzug bei PFAS belasteten Standorten in der Schweiz, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, 2021
- [5] J. Wüthrich, S. Achermann, V. Leib, M. Junghans: PFAS-Belastung im Kanton St. Gallen, Aqua&Gas, 12, 2022
- [6] S. Meier, P. Brodmann, S. Weber, C. Moschet, D. Kull, T. Gelmi, W. Lacour, J. Steinmann: Trinkwasserqualität bezüglich der PFAS-Rückstände, Aqua&Gas, 3, 2024
- [7] Amt für Umwelt und Energie (BS): Flächendeckende PFAS-Messungen im Basler Grundwasser, Basel, 2023
- [8] Amt für Umwelt (FR): PFAS-Kampagne 2022-2023, Freiburg, 2023
- [9] Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (AT): PFAS-Report 2022, Wien 2022
- [10] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Deponiesickerwasser – Untersuchungen zu Zusammensetzung, Abbaubarkeit und Hemmwirkung in biologischen Kläranlagen, Wien, 2016, <https://info.bml.gv.at/dam/jcr:5422f84c-b130-4a2e-bb24-ee95fc8a5ceb/Deponiesickerwasser%20Endbericht.pdf>
- [11] Hummer, M. und Scheffknecht, C.: Herkunft, Verbreitung und Verbleib von per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) in Vorarlbergs Umwelt, Österr Wasser- Abfallw, 75, 2023, <https://doi.org/10.1007/s00506-023-00975-9>
- [12] Liu, M., Saracevic, E., Kittlaus, S. et al., PFAS-Belastungen im Einzugsgebiet der oberen Donau. Österr Wasser- und Abfallw 75, 503–514 (2023). <https://doi.org/10.1007/s00506-023-00973-x>
- [13] Umweltbundesamt (DE): Literaturrecherche und Auswertung vorhandener toxikologischer Daten als Grundlage zur Ableitung von Trinkwasserleitwerten für PFAS, Dessau-Roßlau, 2023
- [14] Bayerisches Landesamt für Umwelt: Leitfaden zur Behandlung PFAS-haltiger Industrieabwässer – Überblick über Verfahren, Entwicklungsstände und Hersteller, Augsburg, 2022
- [15] Verma, S., Mezgebe, B., Hejase, C.A., Sahle-Demessie, E., Nadagouda, M.N.: Photodegradation and photocatalysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A review of recent progress, Next Materials, 2, 2024, <https://doi.org/10.1016/j.nxmate.2023.100077>
- [16] Umweltbundesamt (DE): Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen, Dessau-Roßlau, 2020
- [17] Edel, H.G., Korte, D., Kellner, C., Schwerte, C., Rehnig, U.: PFC-Grundwassersanierungen - Technologie und Kosten aus über fünf Jahren Praxiserfahrung, Korrespondenz Wasserwirtschaft, 8, 2015, https://www.umweltcluster.net/images/L%C3%B6sungen/Wasser_und_Abwasser/15-10628_Sonderdruck_PFC_Grundwassersanierungen.pdf
- [18] Cornelsen, M.: Behandlung PFAS-verunreinigter Wässer – Review aus der Sicht des Verfahrensingenieurs, Altlasten Spektrum, 4, 2023
- [19] ZÜBLIN Umwelttechnik, Broschüre PFAS-Compact, 2024,
- [20] Umar, M., Reductive and Oxidative UV Degradation of PFAS – Status, Needs and Future Perspectives, Water 2021, 13, 3185
- [21] Busch, J., Ahrens, L., Sturm, R., Ebinghaus, R. (2010). Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates. Environmental Pollution, Volume 158, Issue 5, 1467 – 1471, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.031>
- [22] Lancioni, N. (2023). Fate and emission pathways of PFAS in full-scale plants for landfill leachate treatment. Presentation. <https://zenodo.org/records/12687081>

- [23] Liu, M., Saracevic, E., Krlovic, N., Zoboli, O., Kittlaus, S., Rab, G., Obeid, A., Oudega, T., Derx, J., and Zessner, M. (2023). Comparative assessment of PFAS concentrations in emission pathways, surface and groundwater in the upper Danube Basin, EGU General Assembly 2023, Vienna, Austria, 24–28 Apr 2023, EGU23-2267, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-2267>.
- [24] LANUV (2013). PFT Belastungen in Düsseldorf - Ursachen, Ergebnisse der Messungen, ergriffene Massnahmen, Bewertung des Sanierungskonzepts der Flughafen Düsseldorf GmbH und Massnahmen der Stadt Düsseldorf. https://www.duesseldorf.de/fileadmin/Amt19/umweltamt/altlasten/pdf/pft_hb121_bericht_ministerium_2013.pdf
- [25] Landeshauptstadt Düsseldorf (2015). Bürgerinformationsveranstaltung zur PFT-Grundwasserverunreinigung Gerresheim. https://www.duesseldorf.de/fileadmin/Amt19/umweltamt/altlasten/pdf/pft_hb118_buergerinfo_03_2015.pdf
- [26] Züblin Umwelttechnik GmbH (2018). PFC-Grundwassersanierung: Stand der Technik und Kostenvergleich. Sonderdruck aus Handbuch Altlastensanierung und Flächenmanagement.
- [27] Züblin Umwelttechnik GmbH (2022). Innovative Ansätze zur Sanierung von PFAS-Schadensfällen.
- [28] Meegoda, J.N., Bezerra de Souza, B., Monteiro Casarini, M., Kewalramani, J.A., A Review of PFAS Destruction Technologies, Int. J. Environ. Res. Public Health, 19, 2022, <https://doi.org/10.3390/ijerph192416397>
- [29] Rückmeldungen von Anlagenherstellern, die im Rahmen dieses Projekts zu Behandlungsverfahren zur PFAS-Entfernung angefragt wurden
- [30] S. Liang, R. Mora, Q. Huang, R. Casson, Y. Wang, S. Woodard, H. Anderson, Field demonstration of coupling ion-exchange resin with electrochemical oxidation for enhanced treatment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in groundwater, Chem. Eng. J. Adv. 9 (2022) 100216. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.100215>.
- [31] Barisci, R. Suri, Occurrence and removal of poly/perfluoroalkyl substances (PFAS) in municipal and industrial wastewater treatment plants, Water Sci. Technol. 84 (2021) 3442–3468. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.484>
- [32] Application Guide, PFAS-Selective Single-Use Ion Exchange Resin, Ecolab 2024, <https://www.purolite.com/dam/jcr:2fc80863-592a-40ee-b7db-e1cfec59a2cd/PFAS-environ-discharge-guide.pdf>
- [33] Case study on removing PFAS from wastewater in a leather tannery in Italy, Lanxess, 2024,
- [34] TECHNICAL GUIDANCE FOR REMOVAL OF PFAS USING ION EXCHANGE RESINS, Dupont, 2020, <https://www.dupont.com/content/dam/dupont/amer/us/en/corporate/PFAS/Guide%20for%20PFAS%20Removal%20Using%20Ion%20Exchange%20Resins-FIN.pdf>
- [35] Product Information and Operational Guidelines, “Efficient PFAS Removal with Selective Ion Exchange Resins”, Lanxess, 2024
- [36] Riegel, M., Egner, S., Sacher, F., Review of water treatment systems for PFAS removal, Concawe, Brüssel, 2020
- [37] Chow, S.J., Croll, H.C., Ojeda, N., Klamerus, J., Capelle, R., Oppenheimer, J., Jacangelo, J.G., Schwab, K.J., Prasse, C., Comparative investigation of PFAS adsorption onto activated carbon and anion exchange resins during long-term operation of a pilot treatment plant. Water Res., 26, 2022
- [38] Malovany, A., Hedman, F., Bergh, L., Liljeros, E., Lund, T., Suoko, J., Hinrichsen, H., Comparative study of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) removal from landfill leachate, J. Hazard. Mater., 460, 2023, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132505>
- [39] Umweltbundesamt (DE), Trifluoracetat (TFA): Grundlagen für eine effektive Minimierung schaffen – Räumliche Analyse der Eintragspfade in den Wasserkreislauf, Dessau, 2023
- [40] Verband der Kantonschemiker der Schweiz, Auswertung VKCS-Kampagne PFAS in Trinkwasser 2023, https://kantonschemiker.ch/wp-content/uploads/2023/10/20231013_d_Bericht_PFAS.pdf
- [41] Umweltbundesamt (AT), Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen, Methodenvergleich zur Bestimmung von PFAS in Wasserproben Wien, 2023
- [42] Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J.C., Lau, C., Ng, C., Smith, J.S., Roberts, S.M., Per- and Polyfluoroalkyl Substance Toxicity and Human Health Review: Current State of Knowledge and Strategies for Informing Future Research, Environ Toxicol Chem. 2021 March ; 40(3), <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC7906952/pdf/nihms-1667049.pdf>
- [43] Dekant, W., Dekant, R., Mammalian toxicity of trifluoroacetate and assessment of human health risks due to environmental exposures, Arch Toxicol. 97(4), 2023, <https://doi.org/10.1007/s00204-023-03454-y>

- [44] Garavagno, M.d.l.A., Holland, R., Khan, M.A.H., Orr-Ewing, A.J., Shallcross, D.E., "Trifluoroacetic Acid: Toxicity, Sources, Sinks and Future Prospects", Sustainability 2024, 16, 2382, <https://doi.org/10.3390/su16062382>
- [45] US EPA, Chemicals Added to the Toxics Release Inventory Pursuant to Section 7321 of the National Defense Authorization Act, Juni 2023
- [46] Isaac-Sibille, C., Rapport Public, Per- et polyfluoroalkylés (PFAS), Pollutionet dépendance : Comment faire marche arrière?, Rapport remis au Premier Ministre, 2024
- [47] Hermanns Stengele, R., Moser, R., «Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser - Empfehlungen für die Beurteilung, Behandlung und Einleitung von Deponiesickerwasser», Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1223, 2012
- [48] Wüthrich, J., Achermann, S., Leib, V., Junghans, M., PFAS-Belastung im Kanton St. Gallen, Aqua&Gas, 12, 2022
- [49] Weibel, G., Kämpfer, P., PFAS-Belastungen von Typ D-Deponien, Bericht im Auftrag des AWEL Zürich, Juni 2024
- [50] Präsentation E. Christen, Bundesamt für Umwelt, Altdeponien und PFAS – aktuelle Untersuchungsergebnisse, Altlasten Schweiz Symposium 2024, Solothurn
- [51] Alder, A. C. und van der Voet, J., PFOS und andere perfluorierte organische Verbindungen im Klärschlamm in der Nähe von potenziellen Punktquellen, Schlussbericht einer im Jahr 2011 durchgeführten Messkampagne, Eawag, Dübendorf, 2012
- [52] Johnson, T., Obereiner, J., Khire, M.V., Longer-term temporal trends in PFAS concentrations in Midwestern landfill leachate, Waste Management & Research, 41(9), 2023
- [53] Umweltbundesamt (DE), Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen, Anhang C: Sanierungsverfahren, Dessau, 2020
- [54] Ingenieurbüro Roth & Partner, Versuchsanlage zur Reinigung von mit PFC belastetem Sickerwasser – Abschlussbericht, 2020, https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/documents/10184/153337/19R467_Abschlussbericht_final.pdf/b3abcb65-09cd-474a-b51a-276893d19fe7
- [55] US EPA, Interim Guidance on the Destruction and Disposal of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances and Materials Containing Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances — Version 2, April 2024
- [56] Maga, D., Aryan, V., Bruzzano, S., Environmental Assessment of Various End-of-Life Pathways for Treating Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Spent Fire-Extinguishing Waters, Environmental Toxicology and Chemistry, 40, 2021
- [57] J. Radjenovic, N. Duinslaeger, S.S. Avval, B.P. Chaplin, Facing the Challenge of Poly- And Perfluoroalkyl Substances in Water: Is Electrochemical Oxidation the Answer?, Environ. Sci. Technol. 54, 2020, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06212>
- [58] Smith, S.J., Lauria, M., Ahrens, L., McCleaf, P., Hollman, P., Bjälkefur Seroka, S., Hamers, T., Arp, H.P.H., Wiberg, K., Electrochemical Oxidation for Treatment of PFAS in Contaminated Water and Fractionated Foam – A Pilot-Scale Study, ES&T Water, 3, 2023, DOI: 10.1021/acsestwater.2c00660
- [59] Brendel, S., Fetter, E., Staude, C., Vierke, L., Biegel-Engler, A., Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH, Environ Sci Eur, 30, 2018, <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0134-4>
- [60] Buck, R.C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousind, I. T., de Voogt, P., Jensen, A.A., Kannan, K., Mabury, S.A., van Leeuwen, S.P.J., Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment: Terminology, Classification, and Origins, Integr Environ Assess Manag 7, 2011, <https://doi.org/10.1002/ieam.258>
- [61] OECD, Synthesis paper on per and polyfluorinated chemicals, OECD Series on Risk Management of Chemicals, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/0bc75123-en>
- [62] OECD, Synthesis Report on Understanding Side-Chain Fluorinated Polymers and Their Life Cycle, OECD Series on Risk Management of Chemicals, OECD Publishing, Paris, 2022, <https://doi.org/10.1787/e13559f7-en>.
- [63] Lenka, S.P., Kah, M., Padhye, L.P., review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants, Water Research, 199, 2021, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117187>

- [64] TFA im Grundwasser, <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/fachinformationen/zustand-der-gewaesser/zustand-des-grundwassers/grundwasser-qualitaet/tfa-im-grundwasser.html>
- [65] AWEL Gewässerschutz, Untersuchungen von Wochenmischproben in 60 Zürcher ARA auf PFAS, September 2024
- [66] Kanton St. Gallen, Amt für Verbraucherschutz und Veterinärwesen, Jahresbericht 2023
- [67] Kanton St. Gallen, Medienmitteilung August 2024, https://www.sg.ch/news/sgch_allgemein/2024/08/punktueller-pfas-belastung-im-nordosten-des-kantons.html
- [68] Bundesamt für Umwelt, Altlastensymposium Schweiz 2024, https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/altlasten/fachinfo-daten/symposium_2024_praesentationen.pdf.download.pdf/Symposium%202024%20Pr%C3%A4sentationen.pdf
- [69] Schetlin, C.G., Dasu, K., Rosansky, S., Dejarne, L.E., Siriwardena, D., Thorn, J., Mullins, L., Haggerty, I., Shqau, K., Stowe, J., Application of Supercritical Water Oxidation to Effectively Destroy Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Aqueous Matrices, EST Water 3, 2023, <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00548>
- [70] Thompson, J., Eaglesham, G., Reungoat, J., Poussade, Y., Bartkow, M., Lawrence, M., Mueller, J.F., Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia, Chemosphere 1, 2011
- [71] Cornelsen, M., Weber, R., Panglisch, S., Minimizing the environmental impact for the treatment of PFAS polluted waters and for the decontamination of firefighting equipment, Emerg. Contaminants 7, 2021, <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2021.02.001>
- [72] Hubert, M., Meyn, T., Hansen, M.C., Hale, S.E., Arp, H.P.H., Per- and polyfluoroalkyl substance (PFAS) removal from soil washing water by coagulation and flocculation, Wat. Research 249, 2024, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120888>
- [73] Cornelsen Umwelttechnologie, PerfluorAd – Deponiesickerwasser & UO-Konzentrat, Flyer, 2024, <https://cornelsen.group>
- [74] Franke, V., McCleaf, P., Lindgren, K., Ahrens, L., Efficient removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: nanofiltration combined with active carbon or anion exchange, Environ. Sci.: Water Res. Technol. 5, 2019, <https://doi.org/10.1039/C9EW00286C>
- [75] Arcadis US, First time use of ozofractionation to treat AFFF release, 2019, https://www.newea.org/wp-content/uploads/2019/02/AC19_JMcDonough_26.pdf
- [76] Umweltbundesamt (DE), Erläuterungen zur Einordnung des neuen Trinkwasserleitwerts von 60 µg/L, 2020, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/362/dokumente/2020_10_20_uba_einordnung_tfa_leitwert.pdf
- [77] Dänisches Ministerium für Umwelt und Gleichstellung, Trinkwasserverordnung, Fassung vom 25. Februar 2025, <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2025/221>
- [78] Appleman, T. D., The removal of poly- and perfluoroalkyl substances by North American water treatment practices, Colorado School of Mines, 2013
- [79] Robey, N.M., Da Silva, B.F., Annable, B.F., Townsend, T.G., Bowden, J.A., Concentrating Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Municipal Solid Waste Landfill Leachate Using Foam Separation, Environ. Sci. Technol. 54, 2020, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01266>
- [80] Lin, H., Wang, Y., Niu, J., Yue, Z., Huang, Q., Efficient sorption and removal of perfluoroalkyl acids (PFAAs) from aqueous solution by metal hydroxides generated in situ by electrocoagulation, Environ. Sci. Technol. 49, 2015, <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02092>
- [81] Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Lösungsansätze für den Umgang mit PFAS-belasteten Standorten, Ergebnisbericht der Altlasten- und Abfall-Arbeitsgruppen BAFU-Kantone 2022/2023, Bern, 2024, https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/altlasten/externe-studien-berichte/projekt-pfas-im-bereich-altlasten-und-abfall-loesungsansaetze-fuer-den-umgang-mit-pfas-belasteten-standorten.pdf.download.pdf/Ergebnisbericht_Projekt_PFAS_de.pdf
- [82] Bundesamt für Umwelt, Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute VSA, Verband der Betreiber Schweizerischer Abfallverwertungsanlagen VBSA, Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser, Bern, 2012

ANHANG

PFAS-Messdaten Schweiz, statistische Auswertung der Messdaten aus einer Umfrage des BAFU bei den Kantonen. Die Kantone wurden in dieser Umfrage aufgefordert eine Auswahl an aktuellen Messdaten (2022 bis 2024) von PFAS in Deponiesickerwasser und gepumpten, verunreinigtem Grundwasser zur Verfügung zu stellen. Die Auswahl der Standorte lag bei den Kantonen, es ist deshalb kein vollständiges Bild der in der Schweiz gefundenen PFAS-Belastung in diesen Abwässern.

Statistische Auswertung der Messdaten aus einer Umfrage bei den Kantonen. Messungen in Deponiesickerwasser von ausgewählten Standorten aus den Jahren 2022 bis 2024. Die Bestimmungsgrenze (BG) lag bei den Einzelstoffen im Bereich von 0.001 bis 0.05 µg/L.

Deponietyyp			PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFDA	PFNA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDA	PFUnDA	PFDoDA	PFTeDA	PFPeS	PFHpS	PFNS	PFDS	(PF)OSA	MeFOSA	MeFOSAA	EtFOSA	EtFOSAA	4:2-FTS	6:2-FTS	8:2-FTS	Gen-X		
Anzahl Messungen >BG	A	(n=7)	6	6	6	3	6	0	6	4	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	B	(n=79)	76	76	78	75	74	49	73	73	76	14	2	3	0	30	21	0	3	7	0	0	0	1	1	9	1	0		
	C	(n=11)	4	8	8	9	10	8	7	9	11	4	0	0	0	0	5	4	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0		
	D	(n=37)	33	36	36	36	36	32	34	36	36	15	2	1	0	0	20	19	1	1	7	1	2	0	5	0	5	3	0	
	E	(n=64)	51	55	60	63	64	40	44	61	63	20	2	1	1	0	28	22	0	1	11	0	7	1	7	0	11	6	0	
k.A.	(n=7)	5	6	6	6	6	6	6	4	6	7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
			175	187	194	192	196	135	168	189	198	54	6	5	1	0	83	66	1	5	26	1	9	1	13	1	26	11	0	
Anzahl Messungen <BG	A		0	0	0	3	0	6	0	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
	B		0	0	1	4	5	25	6	6	3	25	35	34	29	11	12	18	29	33	29	10	10	10	9	28	20	28	10	
	C		1	0	0	1	0	2	0	0	0	0	2	3	3	3	2	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	
	D		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	12	13	8	8	1	5	13	5	4	3	5	0	5	0	2	5	
	E		1	1	0	0	0	12	14	3	1	1	3	16	17	13	9	13	16	14	17	9	2	8	2	14	4	8	9	
k.A.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
			3	2	2	9	6	46	21	12	6	36	68	69	55	32	28	38	51	66	43	25	17	25	13	50	26	40	26	
Minimum	A		0.005	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.010	0.001		0.002	0.002		0.002	0.001				0.003	0.008	0.001	0.005			
Minimum	B		0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001		0.002	0.002		0.002	0.001				0.003	0.008	0.099	0.007			
Minimum	C		0.290	0.008	0.010	0.007	0.003	0.001	0.006	0.003	0.001	0.010				0.001	0.001			0.045				0.003	0.008	0.099	0.007			
Minimum	D		0.018	0.013	0.033	0.023	0.073	0.001	0.028	0.015	0.036	0.002	0.002	0.003		0.003	0.001	0.006	0.003	0.001	0.003	0.006		0.003		0.018	0.002			
Minimum	E		0.008	0.012	0.001	0.001	0.002	0.001	0.008	0.002	0.001	0.002	0.001	0.011	0.002		0.002	0.003		0.002	0.002		0.005	0.004	0.011		0.003	0.002		
Minimum	k.A.		0.324	0.277	0.590	0.230	0.480	0.010	0.770	0.430	0.003	0.006				0.002	0.003		0.002	0.002		0.005	0.004	0.011		0.003	0.002			
			0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	-	0.001	0.001	0.006	0.002	0.001	0.003	0.005	0.004	0.003	0.008	0.001	0.002	-
25%-Perzentil	A		0.006	0.002	0.002	0.001	0.002	0.001	0.001	0.002	0.003					0.001	0.001			0.002				0.003	0.008	0.007	0.005			
25%-Perzentil	B		0.018	0.032	0.032	0.018	0.033	0.003	0.010	0.013	0.025	0.003	0.029	0.005		0.007	0.006		0.009	0.002				0.003	0.008	0.099	0.007			
25%-Perzentil	C		0.373	0.153	0.244	0.040	0.046	0.015	0.172	0.120	0.028	0.011				0.003	0.029			0.045				0.003	0.008	0.099	0.007			
25%-Perzentil	D		0.200	0.172	0.290	0.096	0.272	0.007	0.302	0.243	0.211	0.005	0.002	0.003		0.078	0.012	0.006	0.003	0.004	0.003	0.009		0.006		0.049	0.003			
25%-Perzentil	E		0.070	0.111	0.067	0.032	0.049	0.006	0.067	0.032	0.050	0.005	0.010	0.011	0.002	0.014	0.017		0.002	0.013		0.016	0.004	0.068		0.014	0.004			
25%-Perzentil	k.A.		0.341	0.324	0.847	0.269	0.651	0.015	0.852	0.550	0.450	0.006				0.006	0.010	0.011	0.002				0.016	0.004	0.068		0.014	0.004		
			0.007	0.003	0.003	0.001	0.003		0.002	0.003	0.004					0.013	0.009		0.016	0.002				0.003	0.008	0.016	0.005			
Median	A		0.007	0.003	0.003	0.001	0.003		0.002	0.003	0.004					0.013	0.009		0.016	0.002				0.003	0.008	0.016	0.005			
Median	B		0.065	0.080	0.076	0.041	0.069	0.006	0.031	0.030	0.064	0.007	0.049	0.008		0.035	0.040			0.045				0.003	0.008	0.099	0.007			
Median	C		0.400	0.220	0.433	0.160	0.370	0.021	0.390	0.350	0.490	0.019				0.035	0.040			0.045				0.003	0.008	0.099	0.007			
Median	D		0.363	0.302	0.652	0.210	0.739	0.014	0.484	0.653	0.551	0.010	0.003	0.003		0.147	0.030	0.006	0.003	0.008	0.003	0.013		0.010		0.091	0.003			
Median	E		0.165	0.240	0.195	0.095	0.251	0.016	0.213	0.156	0.310	0.011	0.020	0.011	0.002	0.036	0.033		0.002	0.019		0.027	0.004	0.195		0.062	0.005			
Median	k.A.		0.400	0.390	0.924	0.302	0.693	0.020	0.913	0.619	0.560	0.006				0.006	0.010	0.011	0.002				0.027	0.004	0.195		0.062	0.005		
			0.018	0.003	0.003	0.006	0.004		0.002	0.004	0.006					0.026	0.011		0.056	0.004				0.003	0.008	0.038	0.005			
75%-Perzentil	A		0.167	0.212	0.181	0.102	0.160	0.011	0.088	0.073	0.132	0.011	0.068	0.066		0.026	0.044		0.056	0.004				0.003	0.008	0.038	0.005			
75%-Perzentil	B		0.415	0.330	0.717	0.250	0.724	0.028	0.565	0.362	0.766	0.026				0.042	0.041			0.045				0.003	0.008	0.099	0.007			
75%-Perzentil	C		0.590	0.461	1.188	0.427	1.193	0.032	1.068	1.188	1.083	0.021	0.003	0.003		0.314	0.061	0.006	0.003	0.023	0.003	0.016		0.012		0.180	0.004			
75%-Perzentil	D		0.400	0.420	0.560	0.255	0.590	0.020	0.815	0.480	0.808	0.020	0.029	0.011	0.002	0.207	0.101		0.002	0.028		0.083	0.004	0.267		0.126	0.009			
75%-Perzentil	E		0.800	0.550	1.750	0.361	0.730	0.028	1.537	0.695	0.651	0.006				0.006	0.010	0.011	0.002				0.083	0.004	0.267		0.126	0.009		
75%-Perzentil	k.A.		0.800	0.550	1.750	0.361	0.730	0.028	1.537	0.695	0.651	0.006				0.006	0.010	0.011	0.002				0.083	0.004	0.267		0.126	0.009		
			23.000	0.175	0.422	0.010	0.014		0.108	0.008	0.013					0.070	0.061		0.096	0.005				0.003	0.008	0.340	0.005			
Maximum	A		23.000	0.175	0.422	0.010	0.014		0.108	0.008	0.013					0.070	0.061		0.096	0.005				0.003	0.008	0.340	0.005			
Maximum	B		4.580	1.300	0.850	0.300	0.860	0.068	0.738	0.240	0.590	0.066	0.087	0.123		0.070	0.061		0.096	0.005				0.003	0.008	0.340	0.005			
Maximum	C		0.460	0.590	1.000	0.401	0.910	0.049	1.330	0.812	1.340	0.027				0.146	0.052			0.045						0.099	0.007			
Maximum	D		3.200	4.600	7.500	4.700	13.500	0.383	10.000	6.170	15.100	0.123	0.003	0.003		0.447	0.566	0.006	0.003	0.034	0.003	0.019		0.030		0.234	0.004			
Maximum	E		1.830	3.200	6.200	3.400	16.200	0.712	2.840	9.220	18.300	0.673	0.038	0.011	0.002	3.880	1.040		0.002	0.099		0.146	0.004	1.810		0.323	0.056			
Maximum	k.A.		1.090	0.750	2.680	0.400	0.927	0.030	3.310	1.540	0.980	0.006				3.880	1.040		0.002	0.099		0.146	0.004	1.810		0.323	0.056			

[illegible]

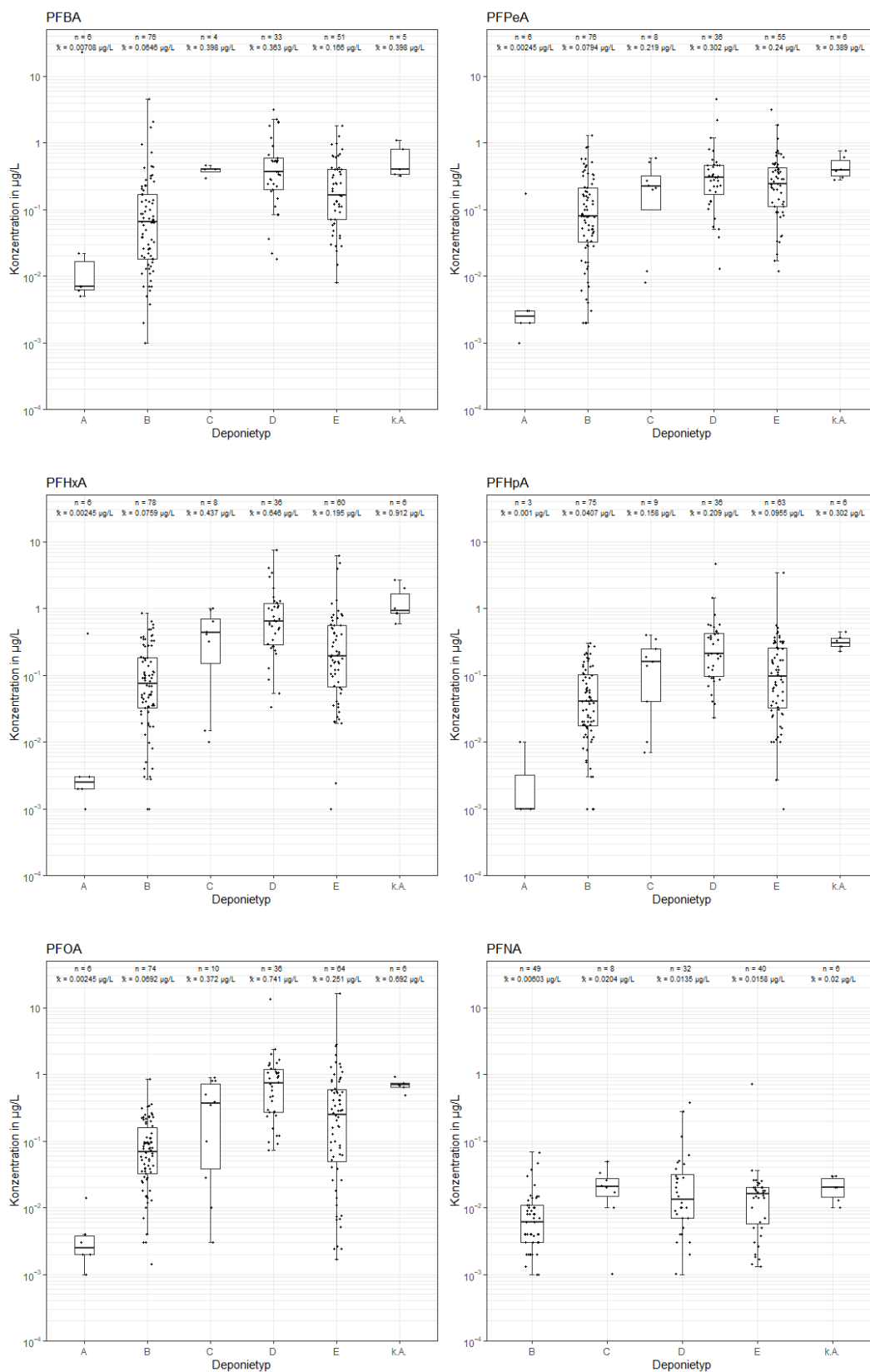
[illegible]

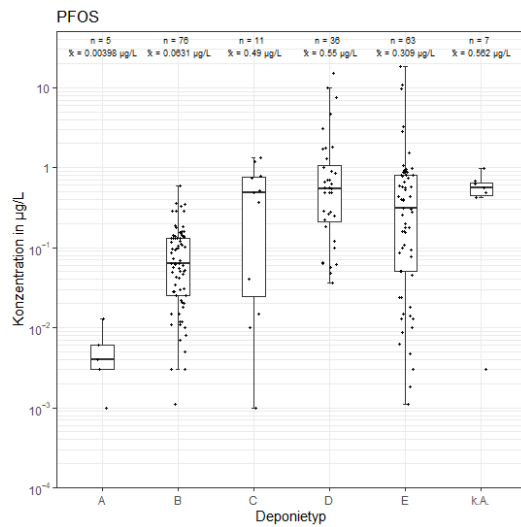
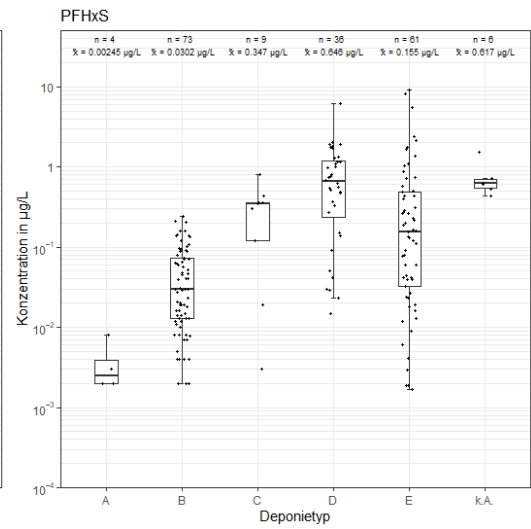
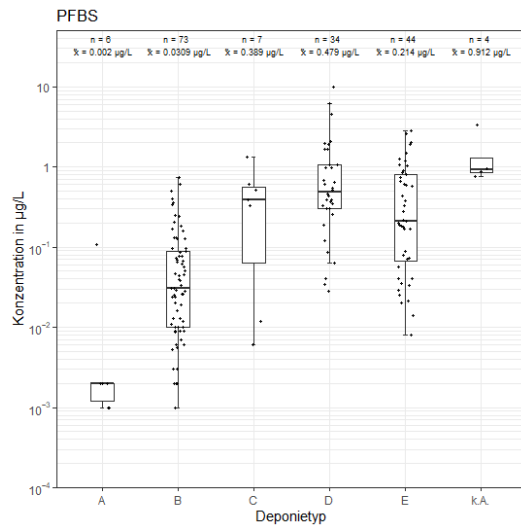
Legende:

	hoch	tief
Anzahl		
Messwert		

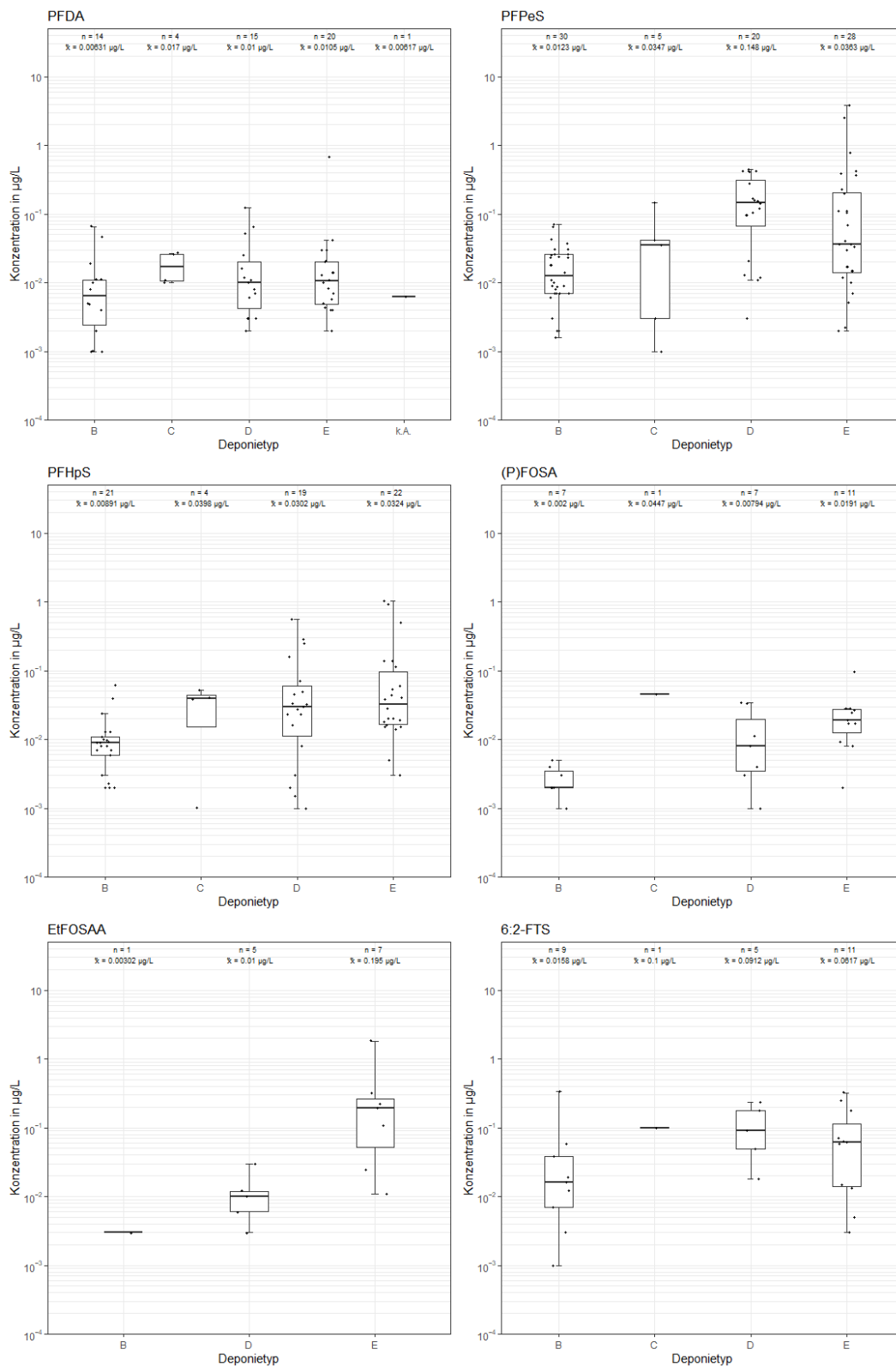
Entfernung von PFAS aus gefasstem Deponiesickerwasser und gepumptem verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten

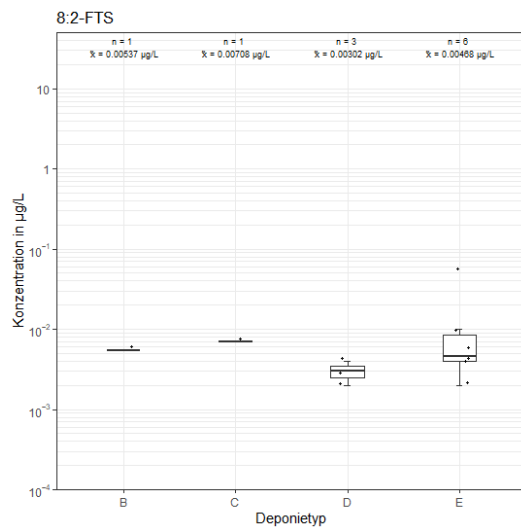
Messungen von PFAS-Einzelstoffen in Deponiesickerwasser von ausgewählten Standorten aus den Jahren 2022 bis 2024. Im Folgenden sind die «9 Altlasten-PFAS» gezeigt, die in allen Deponietypen nachgewiesen wurden.



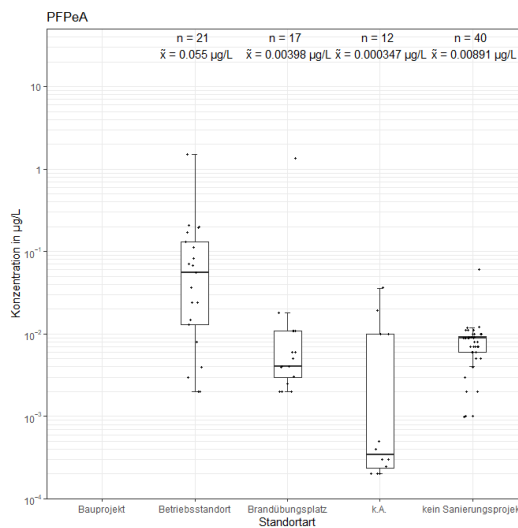
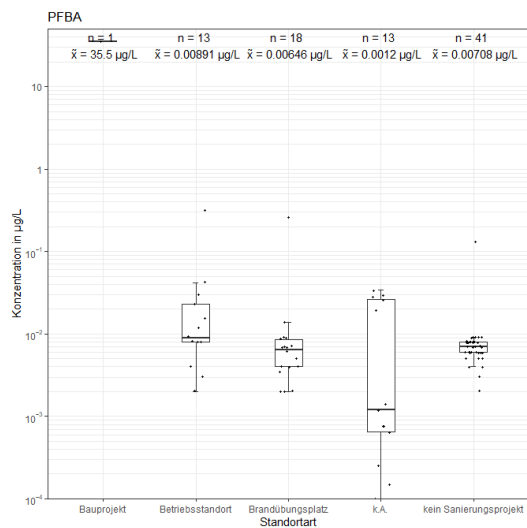


Weitere PFAS-Einzelsubstanzen, die in den kantonalen Erhebungen mindestens 10 Mal oberhalb der Bestimmungsgrenze im Deponiesickerwasser nachgewiesen wurden, sind PFDA, PFPeS, PFHpS, (p)FOSA, Et-FOSAA, 6:2-FTS und 8:2-FTS. Von diesen wurden nicht alle in allen Deponietypen gemessen bzw. nachgewiesen.

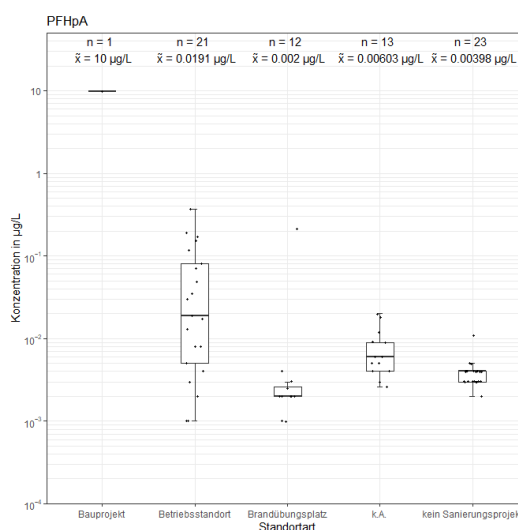
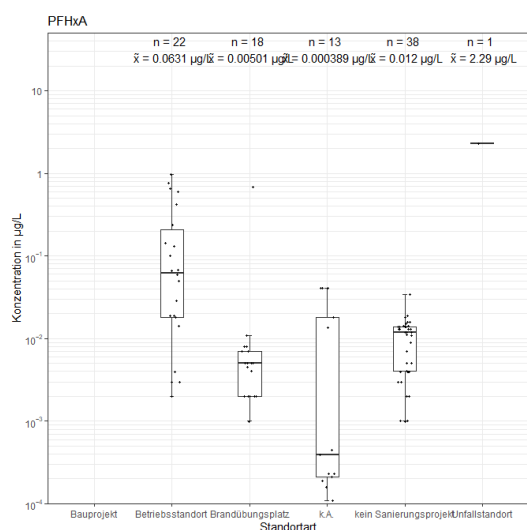




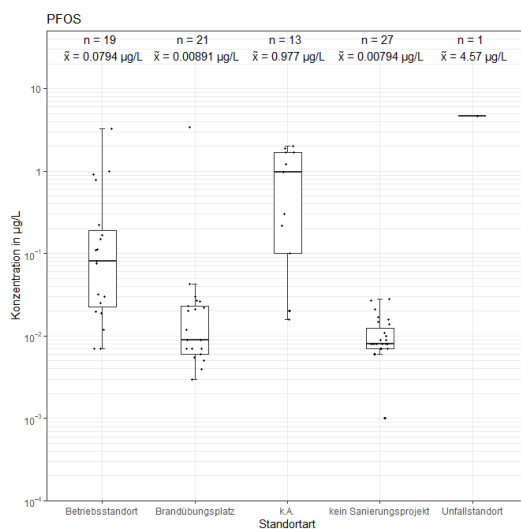
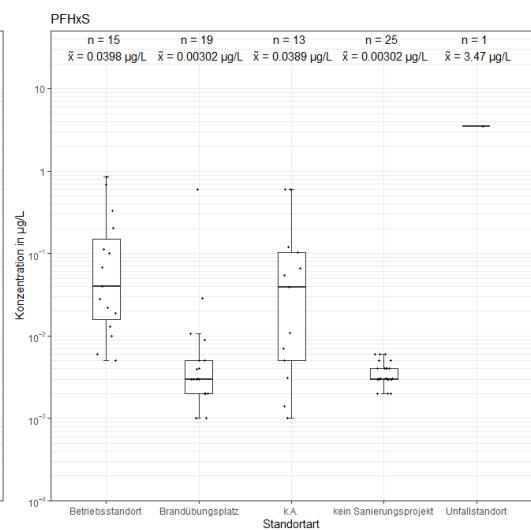
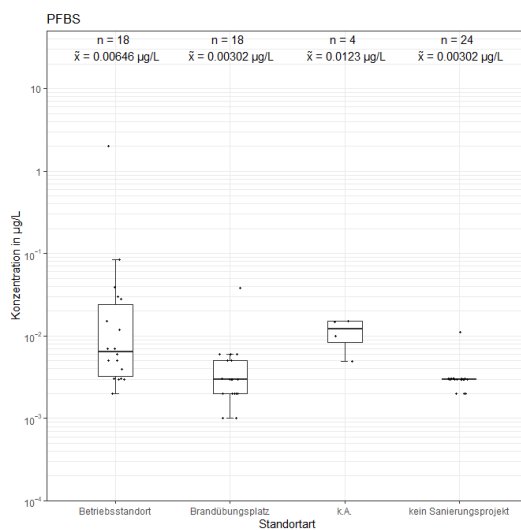
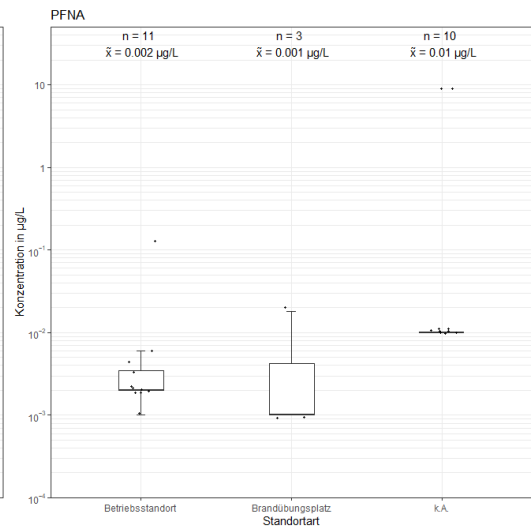
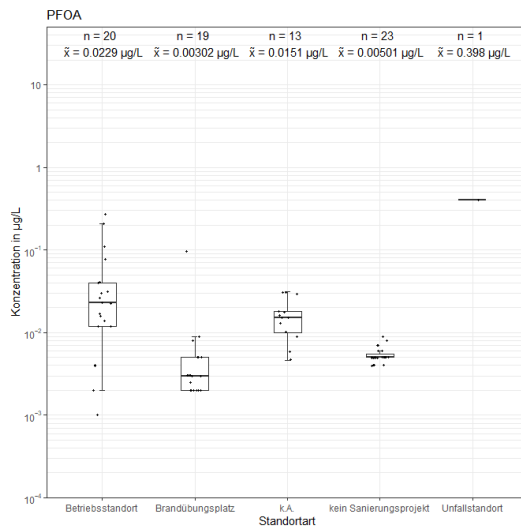
Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Messungen von PFAS in gepumptem, verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten in der Schweiz aus den Jahren 2022 bis 2024. Dabei wurden nicht alle der «9 Altlasten-PFAS» bei allen Standorttypen (Betriebsstandort, Unfallstandort, Brandübungsplatz, Ablagerungsstandort, Bauprojekt, kein Sanierungsprojekt) nachgewiesen und teilweise auch nicht gemessen. Beim Standorttyp «Deponieperimeter» (4 Messungen an 4 Stellen) wurden keine PFAS oberhalb der Nachweisgrenze nachgewiesen. Bei den drei Rückmeldungen zur Standortart «Bauprojekt» wurden für 2 Projekte keine Messdaten angegeben, weil die Projekte noch nicht gestartet wurden. Für das eine verbleibende Bauprojekt sind die Konzentrationen der vier gemessenen Substanzen sehr hoch (PFBA: 35.5 µg/L, PFPeA: 106 µg/L, PFHxA: 276.6 µg/L und PFHpA: 9.9 µg/L). Es sind entsprechende Studien über deren Herkunft beauftragt worden.



Bauprojekt (106 µg/L) wegen Skalierung nicht gezeigt



Bauprojekt (276.6 µg/L) wegen Skalierung nicht gezeigt



Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Konzentrationen weiterer PFAS-Einzelstoffe in gepumptem, verunreinigtem Grundwasser von belasteten Standorten in der Schweiz, die insgesamt mehr als 10 Mal nachgewiesen wurden: PFDA, PFPeS und PFHpS.

