Förderkennzeichen 033L020A. Gefördert durch

KuLaRuhr — Nachhaltige urbane Kulturlandschaft in der Metropole Ruhr

www.kularuhr.de

Technische Umsetzung und Bewertung von Maßnahmen zum nachhaltigen Umgang mit Energie und Wasser

Endbericht Teilprojekt 05 – Cluster02

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung 6
1. Aufgabenstellung 9
2. Voraussetzungen, unter denen das FE-Vorhaben durchgeführt wurde 12
3. Planung und Ablauf des Vorhabens 12
4. Wissenschaftlicher und technischer Stand 13
4.1 Potentiale der Abwasserwärmenutzung 14
4.1.1 Grundlagen der Abwasserwärmenutzung 16
Funktionsprinzip von Wärmetauscher und Wärmepumpe 16
Anordnung und Form der Wärmetauscher 19
4.1.2 Abwasserwärmenutzungsanlagen in Deutschland 21
Nordwestbad Bochum 22
IKEA Einrichtungshaus Berlin 22
Rathaus Fürth 22
4.1.3 Chancen und Risiken einer Abwasserwärmenutzungsanlage 24
4.2 Potentiale dezentraler Niederschlagswasserspeicherung 26
4.2.1 Grundlagen dezentraler Niederschlagswasserspeicher 27
Funktionsprinzip intelligent gesteuerter dezentraler Speicher 27
4.2.2 Simulation intelligenter Zisternen im Einzugsgebiet 28
4.2.3 Feldversuch: Aufbau und Betrieb intelligenter Zisternen 29
Prototypenzisterne 29
Remote-Anlagen 30
Steuerungsprogrammierung 34
4.3 Eintrag von Spurenstoffen durch niederschlagsbedingte Auswaschungen von gedämmten Gebäudefassaden in Gewässer (Maßnahme 05.3) 39
4.3.1 Grundlagen 39
Eintragswege ins Erdreich 42
Eintragungswege von Bioziden ins Gewässer 43
Direkter Eintrag in Gewässer 43
Indirekter Eintrag in Gewässer 44

Ökotoxische Eigenschaften von TCPP, Terbutryn und OIT 45
TCPP 46
Terbutryn und OIT 47
Beschleunigte Lösungsmittelextraktion (ASE) 48
Festphasenextration (SPE) 51
Einengung 52
Beregnungsanlage 53
4.3.2 Experimenteller Teil 55
Probenmaterial 55
Verwendete Chemikalien 56
Vorbereitung der Proben 56
Extraktion mittels ASE 57
Aufkonzentrierung und Wechsel des Lösungsmittels 57
Nasschemische Extraktion 57
Probennahme mittels Beregnungsanlage 58
4.3.3 Analyse 59
Kalibrierung mit externem Standard 59
Analyse der Proben mit gekoppelter GC-MS 61
Berechnung der ausgelaugten Analytmenge 61
5. Zusammenarbeit mit anderen Stellen 62
6. Erzielte Projektergebnisse 63
6.1 Randbedingungen der Abwasserwärmenutzung 63
6.1.1 Nutzung von Abwasserkanälen als Nahwärmeleiter 64
6.1.2 Was ist Simulink? 65
6.1.3 Beschreibung des Simulationsmodells 66
Simulation der Einzugsgebiete 66
Simulation Wärmeeintrag 68
Simulation des Wärmeentnahme 69
6.1.4 Ergebnisse des Simulationsmodells 69
Erläuterung der beeinflussenden Parameter 70

6.1.5 Beschreibung und Vorgehensweise der Laborversuche 70
Versuchsparameter 73
Nachweis von Mikroorganismen mittels Fluoreszenz in situ Hybridisierung 75
6.1.6 Ergebnisse aus den Laborversuchen 77
6.1.7 Zusammenfassung und Ausblick 78
6.2 Erfahrungen und Ergebnisse aus dem Zisternen-Feldversuch 78
6.2.1 Ergebnisse des Simulationsmodells 81
6.2.2 Untersuchung der Niederschlagsprognosen 84
6.2.3 Zusammenfassung und Ausblick 88
6.3 Eintrag von Spurenstoffen durch niederschlagsbedingte Auswaschungen von gedämmten Gebäudefassaden in Gewässer (Maßnahme 05.3) 89
6.3.1 Bestimmung der maximalen Auslaugung 89
6.3.2 Ergebnisse der nasschemischen Methode 91
Auswaschung mit Wasser 93
Nachweis von OIT und Terbutryn 95
Quantifizierung des TCPPs 97
6.3.3 Messung mittels Beregnungsanlage 99
Nachweis von OIT durch Beregnung 100
Nachweis von Terbutryn durch Beregnung 100
Nachweis von TCPP durch Beregnung 100
Konzentrationsverlauf von OIT und Terbutryn nach Beregnung 100
6.3.4 Untersuchung von Bodenproben 103
Probenkonzentrierung mit der ASE 103
Messung der Proben nach Verwendung von Wasser 104
Messung der Proben nach Verwendung von Toluol 105
Messung der Proben nach Verwendung von MTBE 106
Messung der Proben nach der Probenkonzentrierung mit dem Verfahren der DIN-ISO 13877 Abschnitt 7 107
6.3.5 Eintrag von Bioziden und Flammschutzmitteln in Gewässer 108
7. Voraussichtlicher Nutzen 109

8. Fortschritt auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen 109

9. Erfolgte und geplante Veröffentlichungen der Forschungsergebnisse..... 110

Literatur 112

Zusammenfassung

Maßnahme 05.1 - Nutzung von Abwasserkanälen als Nahwärmeleitungen

In Deutschlang bleibt heute eine jährliche Abwärmemenge im Temperaturbereich unter 80 °C von schätzungsweise 230 TWh aus Gewerbe und Industrie ungenutzt. Dies liegt vor allem daran, dass für diesen Temperaturbereich keine Transportinfrastruktur vorhanden ist und die Investitionen in eine solche nicht wirtschaftlich sind. Im Rahmen des TP 5 soll untersucht werden ob vorhandene Abwasserkanäle genutzt werden können, um diese Abwärme ökonomisch und ökologisch sinnvoll zu nutzen und zu transportieren. Die Idee dabei ist es, das Abwasser am Ort des Abwärmeanfalls zu erwärmen und am Ort eines Verbrauchers über die etablierte Technik der Abwasserwärmenutzung dem Abwasser die Wärme zu entziehen, und mit einer Wärmepumpe auf ein zu nutzendes Temperaturniveau zu bringen. Das TP 5 beschäftigt sich in dem Zusammenhang mit grundsätzlichen Fragen der Machbarkeit. So stellt sich zunächst die Frage über welche Strecken Wärme auf diese Weise wirtschaftlich und ökologisch transportiert werden kann. Jedoch könnte eine erhöhte Abwassertemperatur die Prozesse beschleunigen, die zur Korrosion von Kanälen aus Beton führen. Zu untersuchen ist bis zu welcher Temperatur das Abwasser erwärmt werden kann, ohne dass Schäden am Beton entstehen. Eine rechtliche Bewertung rundet die Untersuchungen ab.

Für die Fragen zur Wirtschaftlichkeit und zur Bewertung der ökologischen Vorteile des vorgestellten Verfahrens wurde ein Model zur Simulation von Kanälen, Kläranlagen und Gewässern um die Möglichkeiten des Wärmeeintrags und der Wärmeentnahme, sowie des Wärmetransports ergänzt. Hierdurch können unterschiedliche Szenarien in konkreten Einzugsgebieten untersucht und bewertet werden. Im Rahmen des Projektes konnte so gezeigt werden, dass schon eine Erwärmung des Abwassers um 3°C wirtschaftlich sein kann und zu einer deutlichen Einsparung von CO_2 führen kann.

Die Untersuchungen zu den bio-korrosiven Prozessen wurden in Laborversuchen mit unterschiedlichen Temperaturniveaus über jeweils einen Zeitraum von 6 Monaten durchgeführt. Es wurden die Biofilmbildung und das Wachstum der für die Bio-Korrosion verantwortlichen Bakterien untersucht. Im Ergebnis zeigte sich, dass das Abwasser auf nicht mehr als 18 °C erwärmt werden sollte. In der rechtlichen Bewertung wurde auf kritische Aspekte hingewiesen, die zwischen den Vertragspartnern (Abwärmelieferant, Kanalnetzbetreiber und Abwärmenutzer) zwingend vertraglich geregelt werden müssen und es wurden Hinweise gegeben, welche Rechten und Pflichten die einzelnen Vertragspartner haben.

Maßnahme 05.2 - Neue Strategien zur dezentralen Speicherung von Niederschlagswasser durch gesteuerte Zisternen

Die Charakteristiken des Niederschlags haben sich durch den globalen Klimawandel auch in Deutschland verändert. So konnte durch die Auswertung historischer Daten für Teile Deutschlands eine Veränderung der Niederschlagsintensität nachgewiesen werden. Auch

Prognosen, wie sich der Niederschlag in Zukunft verändern wird, gehen davon aus, dass intensive Niederschlagsereignisse, die eine starke Belastung für die urbanen Entwässerungssysteme darstellen, häufiger und in stärkerer Intensität auftreten werden. Die Wahrscheinlichkeit, dass, wenn keine Anpassungen an die prognostizierte Entwicklung getroffen werden, die bestehenden Systeme häufiger überlastet werden und es im städtischen Gebieten zu Mischwasserüberschwemmungen kommen ist somit sehr hoch.

Gerade in dicht besiedelten Gebieten, wie die Emscher-Lippe-Region, ist eine Erweiterung der auf zentrale Speicherbauwerke ausgerichteten Entwässerungssysteme nicht immer möglich bzw. finanzierbar. Auch Maßnahmen wie die Zukunftsvereinbarung Regenwasser, die sich zum Ziel gesetzt hat innerhalb von 15 Jahren 15% der versiegelten Fläche vom Kanalnetz abzukoppeln und das anfallende Regenwasser vor Ort zu versickern, ist in Gebieten, wie dem industriell geprägten Ruhrgebiet durch seine hohen Grundwasserstände und kontaminierten Böden nicht immer möglich.

Dezentrale Systeme, die „intelligent“ miteinander vernetzt sind können hier eine Lösung zur Anpassung des städtischen Entwässerungsnetzes an die sich ändernden Rahmenbedingungen darstellen. Die Notwendigkeit, ein bestehendes, zentrales System anzupassen ist beispielsweise aus der Energiebranche durch die Implementierung regenerativer Energieerzeuger bekannt. Ebenfalls aus der Energiebranche bekannt ist die intelligente Steuerung von Hauskomponenten. Diese Vorgehensweise ist im Bereich der Stadtentwässerung so noch nicht bekannt und wurde in diesem Projekt untersucht.

Das hier untersuchte Konzept sieht vor, den Wasserstand in Zisternen auf Basis von Niederschlagsprognosen zu steuern, um so im Falle eines Starkregenereignisses in den Zisternen ausreichend Speichervolumen bereitgestellt zu haben, um das Regenereignis abzufangen. Hierzu wird jeden Tag um 00:00 Uhr die Niederschlagsprognose für den Folgetag ausgelesen und wenn ein starkes Regenereignis vorausgesagt wird, ein Signal an die insgesamt vier im Einzugsgebiet verbaute Zisternen gesendet und der Wasserstand bis auf einen voreingestellten Wasserstand abgesenkt. Durch das geschaffene Speichervolumen wird bei Eintreten des prognostizierten Regenereignisses das Abflussvolumen ins Kanalnetz und somit die Kanalauslastung reduziert. Innerhalb des einjährigen Untersuchungszeitraumes zeigte sich die verwendete Steuerungs- und Kommunikationstechnik als sehr zuverlässig. Mittels Simulation wurden die intelligenten Zisternen mit marktüblichen Varianten verglichen und demonstrierten ihre Überlegenheit im Hinblick auf die Abflussreduzierung bei Starkregenereignissen. Weiterhin wurde deutlich, dass die aktuellen Niederschlagsprognosen nicht ausreichend sind, um jedes Starkregenereignis mittels intelligenter Zisternen abzufangen.

Maßnahme 05.3 - Eintrag von Spurenstoffen durch niederschlagsbedingte Auswaschungen von gedämmten Gebäudefassaden in Gewässer

Prognosen gehen davon aus, dass bedingt durch den Klimawandel, die Starkregenereignisse bei gleichzeitig länger anhaltenden Trockenperioden zunehmen. Deshalb spielen Starkregenereignisse eine noch größere Rolle bei der Mobilisierung von organischen Spurenstoffen, als in der Vergangenheit. Auf der anderen Seite haben neue Wärmedämmverordnungen dazu geführt, dass die Außenhüllen von Gebäuden stärker als bisher mit Polymermaterialien ausgerüstet werden. Dies hat zur Folge, dass Dämmstoffschichten zunehmend mit Bioziden, Flammschutzmitteln und anderen organischen Wirkstoffen ausgerüstet werden. Dieses Szenario führt zu einer vermehrten Abwaschung solcher Substanzen von den Gebäuden und deren Eintrag in Oberflächengewässer, da derzeit keine Behandlung vorgesehen ist.

Für die Untersuchungen wurden die Markersubstanzen Terbutryn (Herbizid), Octylisothiazolinon (Algizid, Bakterizid, Fungizid) und TCPP (Flammschutzmittel, Weichmacher mit bioziden Eigenschaften) ausgewählt, welche mittels GC-MS analysiert wurden.

Es wurden verschiedene behandelte künstliche Fassaden hergestellt, welche jeweils unterschiedlich beregnet wurden. Das gesammelte Ablaufwasser wurde auf die Spurenstoffe hin untersucht. Diese konnten in den Proben nachgewiesen werden. Je häufiger die Fassaden beregnet wurden, desto geringer wurde die Konzentration, der Spurenstoffe, im Ablaufwasser.

Zur Simulation eines Auslaugeschnelltests wurden Laborversuche mittels der beschleunigten Lösemittelextraktion (ASE) durchgeführt. Hier wurden die einzelnen Materialien, sowie fertige Dämmsysteme, wie sie auch in den Beregnungsversuchen verwendet wurden, untersucht. Die Proben wurden zerkleinert, in Extraktionszellen gefüllt, mit Wasser, Druck und unterschiedlichen Temperaturen in Kontakt gebracht um sie später auf Spurenstoffe hin untersuchen zu können. Dieser Vorgang wurde je Probe zweimal durchgeführt.

In den untersuchten Styropor -bzw. Styrodur-Platten konnte kein TCPP nachgewiesen werden, jedoch wiesen der untersuchte Polyurethanschaum und die Polyurethanplatten TCPP auf, welches einer der Hauptbestandteile ist. Terbutryn wurde in Montageschaum, Putzgrund, Spachtelmasse sowie im Silikonharzputz nachgewiesen. OIT konnte in fünf der sechs Fassaden, so wie dem Putzgrund, Reibeputz und Silikonharzputz nachgewiesen werden.

Der erste Durchgang der ASE wäscht nicht alle Spurenstoffe aus und beide Durchläufe der ASE zeigten nahezu identische Mengen an extrahierten Spurenstoffen. Es gibt keine ideale Temperatur um die Spurenstoffe gleichzeitig aus den Materialien zu extrahieren. Die Höchstwerte lagen bei 50 – 70 °C.

1. Aufgabenstellung

Maßnahme 05.1

Die Maßnahme 1 des TP 05 befasst sich mit einem Teilaspekt im nachhaltigen Umgang mit Energie und Wasser, mit dem Fokus auf zusätzliche Nutzung von Abwassersystemen als Energieträger (Nahwärmeleiter). Die Idee dabei ist es, das Abwasser am Ort des Abwärmeanfalls zu erwärmen und am Ort eines Verbrauchers über die etablierte Technik der Abwasserwärmenutzung dem Abwasser die Wärme zu entziehen, und mit einer Wärmepumpe auf ein zu nutzendes Temperaturniveau zu bringen. Das TP 5 beschäftigt sich in dem Zusammenhang mit grundsätzlichen Fragen der Machbarkeit. So stellt sich zunächst die Frage über welche Strecken Wärme auf diese Weise wirtschaftlich und ökologisch transportiert werden kann. Jedoch könnte eine erhöhte Abwassertemperatur die Prozesse beschleunigen, die zur Korrosion von Kanälen aus Beton führen. Zu untersuchen ist bis zu welcher Temperatur das Abwasser erwärmt werden kann, ohne dass Schäden am Beton entstehen. Eine rechtliche Bewertung rundet die Untersuchungen ab.

Des Weiteren ist für die spätere Umsetzung des Verfahrens die rechtliche Bewertung essentiell. Hierzu wurde die Anwaltskanzlei Heinemann und Partner in das Forschungsvorhaben mit eingebunden. (Auftrag über das Koordinationsprojekt TP12). In Zusammenarbeit mit TP10 muss zudem die Wirtschaftlichkeit der Technologie untersucht und technisches und betriebswirtschaftliches Wissen transferiert werden.

Somit gelten die folgenden Fragestellungen:

- Ist eine Erwärmung des Abwassers unter der aktuellen Gesetzgebung zulässig und welche Genehmigungen müssen eingeholt werden?
- Bis zu welcher Temperatur lässt sich eine Abwassererwärmung hinsichtlich der Biokorrosion vertreten?
- Über welche Entfernung lässt sich Wärme transportieren?
- Über welche Strecken ist ein Wärmetransport wirtschaftlich und mit welchen Verlusten ist über die Strecke zu rechnen?

Maßnahme 05.2

Maßnahme 2 des Teilprojektes 05 beschäftigt sich mit einem flexiblen, dezentralen Lösungsansatz zur Reduktion der Kanalabflussspitzen bei Starkregenereignissen. Prognosen gehen davon aus, dass bedingt durch den Klimawandel Starkregenereignisse bei gleichzeitig länger anhaltenden niederschlagsarmen Perioden zunehmen. Weiterhin verteilen sich Investitionen in das Kanalsystem, bedingt durch demographische Entwicklungen, auf weniger Gebührenzahler. Um dem entgegen zu wirken hat die Emschergenossenschaft bereits im Jahr 2005 zusammen mit ihren kommunalen Mitgliedern und dem Umweltministerium NRW die

Zukunftsvereinbarung Regenwasser geschlossen, mit dem Ziel bis zum Jahr 2020 15% der an das Kanalnetz angeschlossenen Fläche abzukoppeln. Dieses Ziel soll überwiegend durch die Entsiegelung von Flächen erreicht werden. In einem industriell geprägten Einzugsgebiet, wie dem Ruhrgebiet kann dieses Ziel auch durch den Einsatz intelligenter Zisternen erreicht werden. Im Rahmen dieses Teilprojektes soll der Einsatz von Zisternen untersucht werden, die auf Basis von Wetterprognosen gesteuert vor einem Niederschlagsereignis entleert werden. Dieses System wird in diesem Forschungsvorhaben entwickelt und getestet. Konventionelle Zisternen werden bereits seit Jahren eingesetzt, verfügen jedoch nur einen statischen Speicherraum, der im Fall eines Starkregenereignisses meist schon stark gefüllt ist und nur wenig zusätzliches Speichervolumen bereit stellt um das anfallende Niederschlagswasser zu speichern. Dem soll die dynamische Zisterne entgegenwirken und durch ihre Möglichkeit, den Wasserspiegel in der Zisterne anzupassen, das Abflussvolumen deutlich reduzieren. Somit sollen die Folgenden Fragestellungen untersucht werden:

- Prognosequalität
  - Sind Niederschlagsprognosen gut genug um auf Basis ihrer Anlagen zu steuern?
- Entwicklung einer wirtschaftlichen Steuerungstechnik
  - Können dynamische Zisternen ohne exzessive Mehrkosten realisiert werden?
  - Kann eine stabile und zuverlässige Steuerung der Zisternen erreicht werden?
- Steuerungsstrategie
  - Ist es möglich durch die Verwendung unterschiedlicher Steuerungsstrategien, die Leistungsfähigkeit dynamischer Zisternen zu erhöhen?
- Auswirkung dynamischer Zisternen auf ein EZG
  - Können Mischwassereinträge in Gewässer reduziert werden?
  - Sind dynamische Zisternen besser als Retentionszisternen?

Maßnahme 05.3

Diese Maßnahme befasste sich mit der Auswaschung von organischen Spurenstoffen von gedämmten Gebäudefassaden nach künstlicher Beregnung, sowie der Entwicklung eines Schnelltests um das Auslaugeverhalten der verwendeten Dämm,- und Verputzungsmaterialien zu beschreiben. Für die Untersuchungen wurden die Markersubstanzen Terbutryn, OIT und TCPP ausgewählt, welche mittels GC-MS analysiert wurden.

Es stellte sich die Frage in welchem Maße die verschiedenen Materiale organische Spurenstoffe in die Umwelt exponierten. Um dies heraus zu finden wurden die Emissionsraten der organischen Spurenstoffe, im Ablaufwasser der beregneten Fassaden, bestimmt. Zusätzlich wurden Gewässerproben analysiert um diese Spurenstoffe in der Umwelt nach zu weisen.

Hieraus ergeben sich folgende Fragestellungen:

- Werden die verwendeten Spurenstoffe aus gedämmten Fassaden durch künstliche Beregnung ausgewaschen?
    - Ist die Konzentration dieser Additive im Ablaufwasser gleichbleibend oder mit zunehmender Beregnung abnehmend?
- Kann ein Schnelltest mittels ASE das Auslaugeverhalten der organischen Spurenstoffe simulieren?
    - Führt die Verwendung von unterschiedlichen Lösemitteln zu unterschiedlichen Ergebnissen und kann so eine eventuelle Alterung der Materialien beschreiben werden?
    - Welche Ergebnisse liefert die ASE-Methode im Vergleich zu einer nasschemischen Methode (DIN-ISO 13877 Abschnitt 7)?
- Werden die Spurenstoffe in der Umwelt nachgewiesen (Analyse von Erdproben, welchen die Additive beigefügt wurden, sowie Gewässerprobenahme aus dem Einzugsgebiet des ELP)?

2. Voraussetzungen, unter denen das FE-Vorhaben durchgeführt wurde

Maßnahme 05.1 und 05.2

Im Rahmen des Forschungsvorhabens erfolgten die Konzeption, die Betreuung, der Betrieb und die Auswertung der Versuchsanlagen für den Feldversuch durch das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Duisburg-Essen. Die Anlagen wurden zum Teil in der Versuchshalle des Instituts und an unterschiedlichen Standorten im Essener Einzugsgebiet betrieben.

Der Aufbau und die Entwicklung der Simulation erfolgten ebenfalls durch die Mitarbeiter am Institut für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft.

Maßnahme 05.3

Dieses Forschungsvorhaben wurde durch einen Mitarbeiter der „Instrumentellen Analytischen Chemie“ (IAC) der Universität Duisburg-Essen geplant und durchgeführt. Für die Beregnungsversuche wurde auf eine bereits vorhandene Beregnungsanlage des Instituts für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft zurückgegriffen. Alle weiteren Untersuchungen und Analysen der genommenen Proben erfolgen in den Laboratorien der IAC. Ebenso die Untersuchungen zum Schnelltest mittels beschleunigter Lösemittelextraktion und die Analyse der Gewässerproben, welche im Einzugsgebiet des Emscher Landschaftsparks genommen wurden.

3. Planung und Ablauf des Vorhabens

Maßnahme 05.1

Die Gesamtlaufzeit des Forschungsvorhabends ist mit 18 Monaten veranschlagt worden. Der Aufbau und die Erweiterung des Simulationsmodells zur Beschreibung der Abwassererwärmung und Abwasserwärmenutzung wurden mit 6 Monaten veranschlagt und stellten den ersten Meilenstein im Teilprojekt dieser Maßnahme dar. Vier Monate wurden für die Untersuchung unterschiedlicher Einzugsgebiete hinsichtlich der Einsetzbarkeit des Verfahrens auf Basis des Simulationsmodells veranschlagt. Der zweite Meilenstein stellt die rechtliche Prüfung und die Entwicklung eines tragfähigen Gebührenmodells dar, die mit 3 Monaten veranschlagt wurde. Der Aufbau und Betrieb der Versuchsanlage zur Untersuchung der Biokorrosion bildet den Abschluss des Teilprojektes. Für die Durchführung der Laborversuche wurde ein Zeitraum von 12 Monaten veranschlagt, da die Biokorrosion ein langsamer Prozess ist, der über einen längeren Zeitraum betrachtet werden muss.

Maßnahme 05.2

Die Gesamtlaufzeit des Forschungsvorhabends ist mit 35 Monaten veranschlagt worden. Die Entwicklung des Prototypens und der Steuerungsstrategie wurde mit 11 Monaten veranschlagt und stellten den ersten Meilenstein im Teilprojekt dieser Maßnahme dar. Die rechtliche Betrachtung wurde mit 3 Monaten veranschlagt. Der erfolgreichen Prototypenentwicklung folgten die Inbetriebnahme des Prototypens und der Aufbau der Messstationen unter realen Bedingungen, die mit drei Monaten veranschlagt waren. Die Suche nach potentiellen Probanden und der Aufbau der im Einzugsgebiet verteilten Messstationen gestalteten sich unerwartet schwierig, bzw. ging mit unerwartet langen Lieferzeiten der Zisternen einher, wodurch sich die Zeitschiene mehrere Monate nach hinten verschob. Der Aufbau des Simulationsmodells hingegen verlief plangemäß, wurde mit 6 Monaten veranschlagt und stellt den zweiten Meilenstein dar. Durch die kostenneutrale Verlängerung, konnte der in der Ursprungsplanung veranschlagte Betriebszeitraum von 21 Monaten erreicht werden.

Maßnahme 05.3

Die Gesamtlaufzeit des Forschungsvorhabens ist mit 36 Monaten veranschlagt worden. Die Planung der Beregnungsversuche, deren Aufbau und Durchführung dauerten 12 Monate, da es durch Umbaumaßnahmen in den Versuchshallen des Instituts für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft zu Verzögerungen kam. Weitere 2 Monate wurden für die Methodenentwicklung der Markersubstanzen per GC-MS aufgebracht. Da die im ursprünglichen Antrag angegebenen Emissionsabschätzungen aus klein,- und großräumigen Siedlungsgebieten nicht durchgeführt werden konnten, wurde als Alternative der Schnelltest zur Auslaugung und Alterung der Materialien entwickelt. Die Entwicklung dieses Schnelltests und die Messungen der einzelnen Materialien, sowie der Fassadensysteme dauerten 16 Monate. Die Analyse der angespikten Erdproben, sowie die Probenahmen und Untersuchungen der Gewässerproben nahmen 6 Monate in Anspruch. Zwischenzeitlich gab es technische Probleme an der verwendeten ASE und dem verwendeten GC-MS, welche zu einer Verzögerung der Messungen führte. Durch die kostenneutrale Verlängerung, konnte diese Verzögerung zeitlich allerdings wieder eingeholt werden.

4. Wissenschaftlicher und technischer Stand

Maßnahme 05.1 und Maßnahme 05.2

Die technische Entwicklung im Bereich der Abwasserwärmenutzung ist in den letzten Jahrzehnten stark voran geschritten. So wird die Energiegewinnung aus Abwasser in der Schweiz bereits seit 20 Jahren erfolgreich praktiziert und die Technologie erprobt. Als erste Zusammenfassung der Abwassertechnik, verfassten im Jahr 2005 Buri und Kobel ein „Leitfaden für Ingenieure und Planer – Energie aus Kanalabwasser“, in der die wesentlichen Aspekte der Abwasserwärmenutzung betrachtet werden. Neben Rahmenbedingungen zum Einbau eines Wärmetauschers, werden Praxistipps für Einbau, Betrieb, Wartung und Unterhalt von

Abwasserwärmenutzungsanlagen erörtert. Zusätzlich finden sich Grundlagen für die Berechnung von Energie- und CO_2-Bilanzen, sowie für die Wirtschaftlichkeit einer Anlage im Leitfaden wieder.
Durch die Nutzung einer Kombination aus Wärmepumpe und Blockheizkraftwerk können im Vergleich zu fossilen Heizanlagen die für den Treibhauseffekt relevanten Emissionen um ca. 60 Prozent reduzieren werden (DWA-Merkblatt 114, 2009). Neben der Nutzung des Abwassers als Wärmeleiter kann das Medium im Sommer zudem zur Kühlung von Bürogebäuden verwendet werden.

Die technische Entwicklung im Bereich der dezentralen Niederschlagswasserspeicherung mit Zisternen ist überschaubar. Die wohl entscheidendste Neuerung der Vergangenen Jahre ist die wachsende Verwendung von Kunststoff-Flachtanks und Retentionszisternen. Jedoch beruhen beide Systeme weiterhin auf den gleichen technischen Prinzipien, wie konventionelle Zisternen. Die Wasserregulierung funktioniert weiterhin über einen eingebauten Überlauf, oder, im Falle der Retentionszisterne, einem gedrosselten Überlauf in den Kanal. Zisternen werden nach den Vorgaben der DIN 1989 dimensioniert, verbaut und gewartet.

4.1 Potentiale der Abwasserwärmenutzung

Das Gesamtpotential der Abwasserwärmenutzung setzt sich aus mehreren Einflussfaktoren zusammen. Grundlage dafür ist das theoretische Potential, welches keine Einschränkungen der technischen und wirtschaftlichen Grenzen berücksichtigt[1]. Das theoretische Potential hängt ab von der gespeicherten Wärme im Abwasser und der Abwassermenge. Daraus ergibt sich das mögliche Wärmeangebot im Kanal. Daneben bestehen für das Kanalnetz technische und praktische Potentiale. Zu untersuchen ist zunächst ob sich ein Kanalabschnitt überhaupt technisch für die Abwasserwärmenutzung eignet. Hierbei spielen der Durchmesser des Kanals und die hydraulischen Gegebenheiten eine Rolle. Außerdem muss die bestehende Infrastruktur des Kanalnetzes die Möglichkeit eines effizienten Wärmetransportes ermöglichen. Als nächstes ist zu ermitteln, ob es potentielle Abnehmer mit ausreichendem Wärmebedarf gibt, sodass eine optimale Auslastung der Anlagegegeben ist. Außerdem spielt die Distanz zwischen dem Ort der Wärmegewinnung und -nutzung eine Rolle für die technische Potentialermittlung.[2]

Sind geeignete Standorte gefunden müssen relevante wirtschaftliche und vertragliche Aspekte berücksichtigt werden. Dazu gehören Kostenschätzungen und die Ermittlung von Amortisierungszeiten. Am Ende ergibt sich ein Gesamtpotential für die Nutzung der Abwasserwärme.[3]

Für das theoretische Abwasserpotential gilt, dass bei einer Abkühlung des Abwassers um 1 Kelvin die energetische Ausbeute einer Wassermenge von 1 [m^3] bei ungefähr 1,16

[1] Vgl. Globale Potentiale der Wasserkraft. Externe Expertise für das WBGU_Hauptgutachten „Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit, Horlacher, (2003)
[2] Vgl. Heizen und Kühlen mit Abwasser- Ratgeber für Bauträger und Kommunden, Müller, Schmid et Kobel, (2009)
[3] Vgl.: Energie aus Kanalabwasser- Leitfaden für Ingenieure und Planer, Buri R. /Kobel, B. (2005)

Kilowattstunden (kWh) Wärme (Primärenergie) liegt. Eine Wärmepumpe kann damit eine Nutzwärmemenge bzw. Heizwärmemenge von ungefähr 1,56 [kWh] zur Verfügung stellen.[4] Bei einer entsprechend höheren Abkühlung steigt auch die energetische Ausbeute.

Das gesamte theoretische Potential der Abwasserwärmenutzung in Deutschland liegt laut Schätzung so hoch, dass ungefähr zehn Prozent, demnach jedes zehnte Gebäude mit Wärme versorgt werden können. Unter praktischer und wirtschaftlicher Betrachtung liegt das Potential noch bei fünf Prozent. Das ergibt eine theoretische Wärmeversorgung für jedes 20. Gebäude.[5]

[4] Vgl. Wärmenutzung aus Abwasserkanälen – Eine regenerative Energiequelle mit großen Potentail, Müller et Kobel, (2004)
[5] Vgl. Abwasserwärmenutzunhg- Erfahrungsbericht über Planung und Bau der Anlage in Bretten, Müller et Butz, (2010)

4.1.1 Grundlagen der Abwasserwärmenutzung

In Nordrhein-Westfalen werden jährlich rund 4 Milliarden Kubikmeter Abwasser über das kommunale Kanalnetz abgeleitet und durch die kommunalen Kläranlagen behandelt.[6] Mit dem Grauwasser aus Duschen, Wasch- und Spülmaschinen gelangt mit dem Abwasser die zuvor zugeführte Wärmeenergie in die Kanalisation. Infolgedessen weist das Abwasser beim Verlassen des Gebäudes eine mittlere Temperatur von über 25 °C auf. Innerhalb der Kanalisation kühlt sich diese Temperatur ab, jedoch findet sich im Jahresdurchschnitt eine Temperatur von 15 °C wieder. Diese ungenutzte Energie dient der Abwasserwärmenutzung als Grundlage und stellt eine regenerative Ressource dar.

Funktionsprinzip von Wärmetauscher und Wärmepumpe

Im ersten Schritt, der Wärmegewinnung, wird dem Abwasser mit Hilfe eines Wärmetauschers die Wärme entzogen. Wärmetauscher sind „Installationen und Systeme, die Wärme bzw. thermische Energie von einem Stoffstrom auf einen anderen übertragen.“ (DWA, 2009) In diesem Fall wird die verfügbare Wärme des Abwassers durch Kontakt mit dem Wärmetauscher auf das darin befindliche flüssige Medium übertragen. Das Abwasser verliert dadurch an Temperatur, die Temperatur im Wärmetauschermedium nimmt zu. Die Wärme gelangt auf diese Weise in den sogenannten Sekundärkreislauf.

Im folgenden Schritt folgt der Einsatz der Wärmepumpe. Die Wärmepumpe sorgt für die Steigerung der Temperatur auf ein verbrauchergerechtes Niveau und wird entweder durch Strom oder Erdgas angetrieben.

Im Verdampfer der Wärmepumpe wird zunächst die sich im Wärmetauschermedium befindliche Wärme auf ein nächstes Medium übertragen. Es beginnt der sogenannte Kältemittelkreislauf und das Medium ist in diesem Fall ein Kältemittel. Dessen tiefer Siedepunkt und der Wärmekontakt führen zur Verdampfung des Kältemittels. Der hier entstandene Dampf wird mittels Kompressor verdichtet. Durch die Verdichtung steigen der Druck und schließlich auch die Temperatur. Der komprimierte Dampf kondensiert schließlich am Kondensator beziehungsweise Verflüssiger in der Wärmepumpe und gibt seine Wärme durch Umströmung an ein letztes Medium ab. Das letzte Medium durchläuft den sogenannten Primärkreislauf. Dieser versorgt den Verbraucher vor Ort mit Wärme für Heizung und Wasser. Das im Kondensator verflüssigte Kältemittel gelangt durch ein Expansionsorgan wieder als Übertragungsmedium in den Kreislauf zurück.[7]

Die Effizienz von Wärmepumpen wird mit der Jahresarbeitszahl (JAZ) oder der Leistungszahl (COP) beschrieben.

---

[6] Vgl.: Potenziale und technische Optimierung der Abwasserwärmenutzung, LANUV (2013)
[7] Vgl. DWA-M 114, (2009)

Die Jahresarbeitszahl ist ein Maß für die „energetische Bewertung der Gesamtanlage“ über das Jahr. Sie ergibt sich als „Quotient aus abgegebener Wärmemenge und eingesetzter Strommenge“. [8]

Die Leistungszahl ist temperaturabhängig. Entscheidend ist die Temperaturdifferenz zwischen dem Quellmedium (Abwasser) und der Wärmesenkentemperatur, also der Vorlauftemperatur des Heizsystems. Die Temperatur des Quellmediums beträgt beim Abwasser etwa 10 bis 14 °C. Die Vorlauftemperatur des Heizsystems kann bei bis zu 70 °C liegen. Geringe Temperaturdifferenzen erhöhen die Effizienz der Wärmepumpe.[9]

Für Abwasserwärmenutzungsanlagen gibt es zwei Betriebsweisen der Wärmenutzung. Beim ausschließlichen Einsatz von Wärmepumpen spricht man von einer monovalenten Betriebsweise. Diese ist geeignet für Gebäude mit niedrigem Temperaturniveau der Heiznetze. Es können jedoch Vorlauftemperaturen bis zu 70 °C erreicht werden. [10]

Werden hohe Temperaturen benötigt, kann die Anlage aus wirtschaftlichen Gründen bivalent betrieben werden. In diesem Fall wird neben der Wärmepumpe ein zusätzlicher Wärmeerzeuger zur Stromeinsparung zugeschaltet. Hierbei kann es sich um einen Öl- oder Gaskessel handeln. Zugeschaltete Heizkessel ermöglichen zum einen die Bereitstellung höherer Vorlauftemperaturen und zum anderen die Versorgung des Heiznetzes bei Spitzenlasten. Diese Betriebsweise garantiert die Versorgungssicherheit für den Abnehmer. [11]

In vielen Fällen werden außerdem Blockheizkraftwerke (BHKW) zugeschaltet. Neben der Bereitstellung von zusätzlicher Nutzwärme, die aus der Abwärme des BHKW entsteht, kann die vom BHKW produzierte elektrische Energie für den Betrieb der Wärmepumpe genutzt werden.[12]

Die folgende Abbildung 1 stellt den Energietransport vom Wärmetauscher über die Wärmepumpe hin zum Verbraucherschematisch dar.

---

[8] Vgl. ebd.
[9] Vgl. Wärmepumpen: Funktion, Einsatzgrenzen und Jahresarbeitszahlen, Wolf, (2013)
[10] Vgl. DWA-M 114, (2009)
[11] Vgl. ebd.
[12] Vgl. Heizen und Kühlen mit Abwasser- Ratgeber für Bauträger und Kommunden, Müller, Schmid et Kobel, (2009)

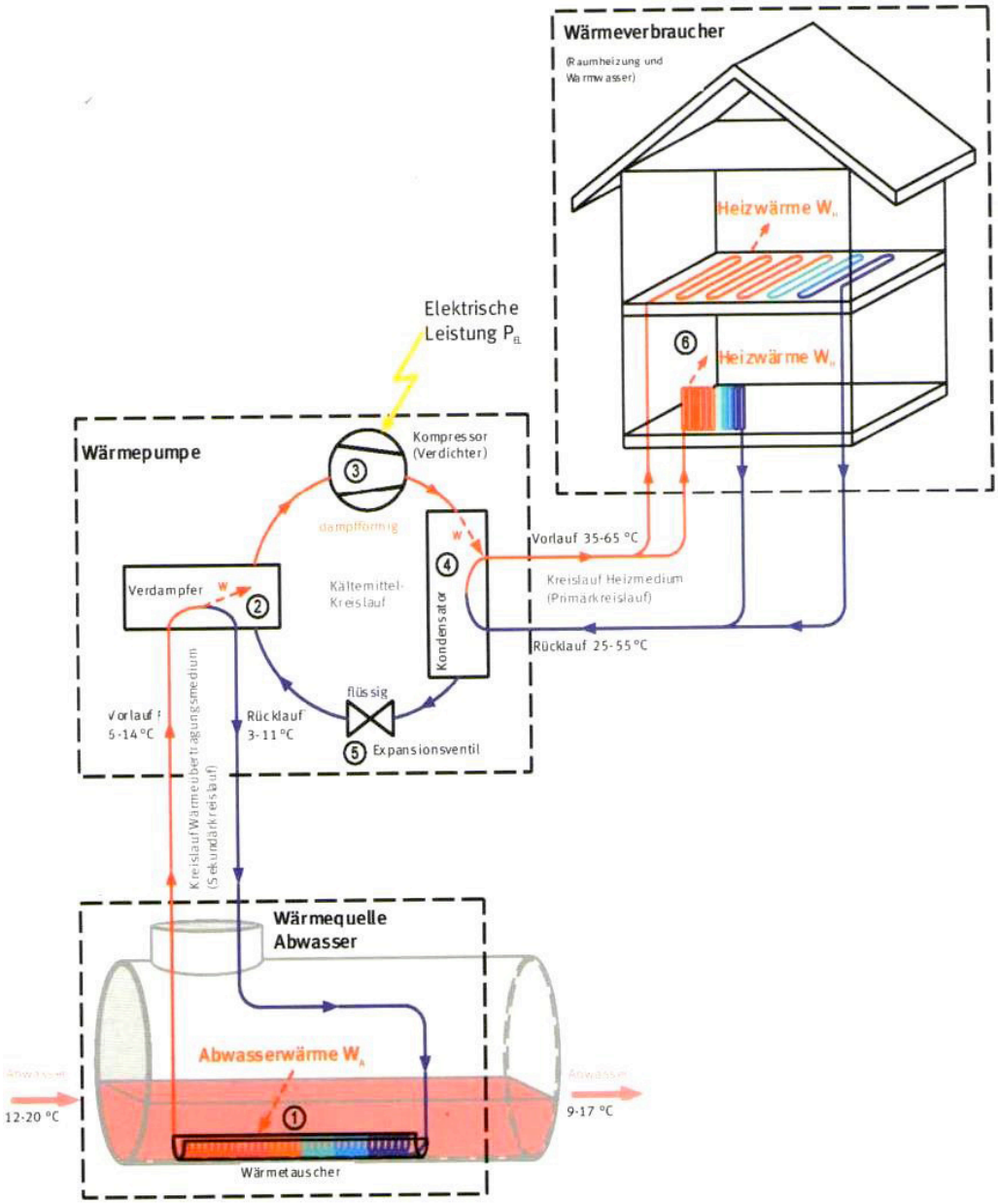


Abbildung 4.1: Schematische Darstellung einer Wärmegewinnungs- und –nutzungsanlage[13]

[13] Vgl. DWA-M 114, (2009)

Anordnung und Form der Wärmetauscher

Die Anordnungsmöglichkeiten und Form der Wärmetauscher im Abwasserkanal sind breit gefächert. Entweder nutzt man die bestehende Abflusssituation und die Anlage wird im Hauptstrom betrieben oder es wird ein zusätzlicher Bypass angeordnet. Die Anlage wird in diesem Fall in einem hierfür hergestellten Nebenstrom betrieben. Der Wärmetauscher an sich wird dabei entweder direkt in den Kanal integriert, nachträglich in die bestehende Kanalisation eingebaut oder auch außerhalb des Kanals angeordnet. Die Vor- und Nachteile sind in der Vorbereitung abzuwägen und an die gegebenen Ausgangsbedingungen anzupassen. Ist beispielsweise ein Kanalneubau vorgesehen kann die Planung des Wärmetausches direkt in die Kanalplanung und -fertigung integriert werden. Eine bereits geplante Sanierung des Kanals erhöht den wirtschaftlichen Nutzen bei dem nachträglichen Einbau eines Wärmetauschers.

Form und Ausführungsweise der Wärmetauschersysteme sind sehr unterschiedlich.[14] Grundsätzlich sind Wärmetauscher in Kanälen jeglicher Querschnittsform (zum Beispiel Rechteck-, Kreis- oder Ovalprofil) realisierbar.[15]

Beim Einbau des Wärmetauschers ist die hydraulische Leistungsfähigkeit des Kanalabschnittes zu beachten. Diese „erforderliche Kapazität“ kann im Generalentwässerungsplan (GEP) eingesehen werden und „darf durch den Wärmetauscher und die zugehörigen Einbauten nicht maßgeblich vermindert werden. Die maximale Durchflussmenge gemäß Auslegung der Kanalisation sowie allfälliger Reserven nach Generellem Entwässerungsplan GEP muss trotz Wärmetauscher und Einbauten abfließen können.“[16]

Im Allgemeinen darf die Funktionstüchtigkeit des Kanals durch den Einbau, den Betrieb oder die Unterhaltung von Wärmegewinnungsanlagen nicht „maßgebend“ beeinflusst werden. Die Zugänglichkeit der Anlage muss an jeder Stelle möglich sein. „Wartung und Unterhalt des gesamten Wärmetauschers müssen an jeder Stelle möglich sein. Nötigenfalls sind geeignete Montageöffnungen einzuplanen und zu erstellen.“[17]

Außerdem dürfen „routinemässige Spül- und Reinigungsarbeiten“ durch den Einbau von Wärmetauschern nicht behindert werden oder „es muss ein spezielle Reinigungsvorgang […] vereinbart werden“ [18]

Um eine vollständige Überströmung zu gewährleisten sind das vorhandene Längsgefälle und die damit einhergehende Fließgeschwindigkeit zu überprüfen. Für eine Verbesserung der Überströmungssituation ist möglicherweise eine Veränderung des Mindestabflusses nötig.[19]

---

[14] Vgl. DWA, (2009)
[15] Vgl. Wärmenutzung aus Abwasser –Leitfaden für Inhaber, Betreiber und Planer von Abwasserreinigungsanlagen und Kanalisation, Buri et Kobel, (2004)
[16] Quelle: Wärmenutzung aus Abwasser –Leitfaden für Inhaber, Betreiber und Planer von Abwasserreinigungsanlagen und Kanalisation, Buri et Kobel, (2004)
[17] Vgl. ebd.
[18] Vgl. ebd.
[19] Vgl. DWA, 2009

In der nachfolgenden Tabelle 3 sind die Vor- und Nachteile der drei unterschiedlichen Standorte aufgelistet.

Tabelle 4.1: Vor- und Nachteile verschiedener Standorte der Wärmegewinnung 20

Ort der Wärmegewinnung	Vorteile	Nachteile
im Gebäude	- relativ hohe Abwassertemperaturen - sehr kurzer Wärmetransportweg - Betreiber = Wärmeverbraucher - netzunabhängiger Betrieb - kein Einfluss durch Niederschlagswasser	- geringer Abfluss mit tageszeitlich großen Schwankungen - störende Abflussinhaltsstoffe - dezentrale Anlagen mit hohem Betriebsaufwand
im Entwässerungssystem	- größere Abwassermengen - kurze bis mittlere Wärmetransportwege - Überwachung und Betriebssicherheit angemessen	- Abhängigkeit vom Netzbetreiber - Einbauten bedingen Überwachung - Einfluss auf Abwasserreinigung
auf bzw. nach der Kläranlage	- kein Einfluss auf Abwasserreinigung - große/relativ konstante Abwassermenge - Abwasser ist gereinigt - Abkühlung des Abwassers zu Gunsten des Gewässers	- wenn kein Abnehmer in der Nähe, lange Wärmetransportwege - Abhängigkeit vom Kläranlagenbetreiber

[20] Vgl.: DWA-M 114, Tabelle 1, (2009)

4.1.2 Abwasserwärmenutzungsanlagen in Deutschland

Die energetische Nutzung von Wärme aus dem Abwasser hat ihren Ursprung in der Schweiz. Hier wurde bereits frühzeitig an der Optimierung von Technik und Planung geforscht. Die erste Anlage wurde in Basel realisiert. Bis zum Jahr 2009 waren in der Schweiz bereits 70 Abwasserwärmenutzungsanlagen in Betrieb.[21] In Deutschland hat die Abwasserwärmenutzung auf Grund der Grenznähe zur Schweiz in Baden-Württemberg begonnen. Die erste deutsche Anlage wurde 1982 in Esslingen zur Wärmeversorgung einer Sozialstätte installiert.

Die nachstehende Tabelle 2 "Abwasserwärmenutzungsanlagen in Deutschland" veranschaulicht die bereits realisierten Abwasserwärmenutzungsanlagen innerhalb Deutschlands.

Tabelle 4.2: Abwasserwärmenutzungsanlagen in Deutschland[22]

Baujahr	Standort	Verbraucher	Heizbedarf / Kühlbedarf
1982	Esslingen	erste Großanlage	2MW
1992	Ennigerloh	Spedition Hammelmann	
2006	Berlin	Leipnitz Gymnasium	32kW
2008	Schkeuditz	Kinderhort	43kW
2008	Berlin	Inhouse Variante	8kW
2009	Bretten	Behindertenwerkstatt	120kW
2009	Bochum	Nordwestbad	150kW
2009	Heidgraben	Gemeindezentrum	120kW
2009	Tübingen	Schulgebäude	22,5kW
2009	München	MSE Betriebshof	25kW
2009	Berlin	IKEA Einrichtungshaus	3MW
2010	Speyer	Wohnanlage	180kW
2010	Fürth	Rathaus	215kW
2010	Rauenberg	Kinderhort	36kW
2010	Glauchau	Behindertenwerkstatt	65kW
2010	Berlin	BMUB	41kW
2011	Weimar	Sportstadion	22kW
2011	Mannheim	Ochsenpferch	76kW
2011	Berlin	Schwimmbad Schöneberg	150kW
2012	Berlin	Schwimmbad Sachsendamm	68kW
2012	Bottrop	HRW	64kW
2012	Amstetten	Stadtwerke GAV	186kW

[21] Vgl. Wärmegewinnung aus Abwasser, Energiequelle für kommunale Bauten mit Potential, Müller, (2009)
[22] Quelle: Themenallianz Abwasserwärmenutzung, (2014)

Nordwestbad Bochum[23]

Bedingt durch eine größere Umbaumaßnahme wird das Nordwestbad in Bochum seit Ende des Jahres 2010 mit Abwasserwärme geheizt. Der eingebaute Wärmetauscher hat eine Länge von 46 Metern und entzieht dem Abwasser rund 150 [kW] Wärmeenergie. Die integrierte Wärmepumpe wird durch ein Blockheizkraftwert (BHKW) betrieben, so dass auf eine externe Stromquelle verzichtet werden kann. Damit Spitzenbelastungen aufgefangen werden können, ist eine bivalente Erdgasheizung integriert. Trotz der Erdgasheizung können insgesamt rund 220 Tonnen CO_2 jährlich eingespart werden.

IKEA Einrichtungshaus Berlin[24]

Die größte Abwasserwärmenutzungsanlage in ganz Europa befindet sich in Berlin- Lichtenberg. Dort wird erstmals im Einrichtungshaus IKEA die Wärme des Abwassers zum Beheizen und Kühlen des Gebäudes genutzt. Zur Abwasserwärmenutzung wurde eine 200 Meter lange Abwasserdruckleitung, die an das kommunale Abwassernetz angeschlossen wird, verlegt. Mittels der Anlage können jährlich bis zu 770 Tonnen CO_2 eingespart werden. Im Winter wird dem Abwasser mit Hilfe einer Wärmepumpe Wärme entzogen und zur Gebäudeheizung genutzt. Im Gegensatz dazu wird im Sommer die Energie zur Kühlung des Gebäudes verwendet. Somit kann zu 100 Prozent im Sommer und zu 70 Prozent im Winter der Jahresenergiebedarf gedeckt werden.

Rathaus Fürth[25]

Nachdem die Stadt Fürth im Winter 2006 durch einen Hersteller eines Abwasser-Wärmetauschersystems auf die Technik der Abwasserwärmenutzung zu Gebäudebeheizung aufmerksam wurde, zeigte eine Machbarkeitsstudie, dass die Rahmenbedingungen zur Nutzung der Wärmequelle Abwasser günstig waren. Seit Herbst 2010 wird das Rathaus zu 70 Prozent mit der Abwasserwärme beheizt. 70 Wärmeaustausch-Elemente entziehen dem Abwasser die Wärme und heizen das 15 °C warme Abwasser auf 50 °C auf. Lediglich an besonders kalten Tagen wird ein zusätzlicher Gasheizkessel zugeschaltet.

[23] Vgl.: Wärmegewinnung aus Abwasser, 13. Kölner Kanal & Kläranlagen Kolloquium, Band 16, Treis, A. (2012)
[24] Vgl.: IKEA, (2014)
[25] Vgl.: Energieatlas Bayern, (2014)

Die Verbreitung der Abwasserwärmenutzung in Deutschland wird in der folgenden Grafik deutlich. Beginnend in den 80er Jahren nimmt die Zahl der gebauten AWN-Anlagen im Laufe der Jahre zwar leicht zu, ein deutlicher Anstieg dieser Energienutzung zeigt sich aber erst ab dem Jahr 2007. Innerhalb von ungefähr fünf Jahren (2007-2013) stieg die Anzahl der Anlagen fast um das dreifache an (12 Anlagen 2007, ca. 30 Anlagen 2013).

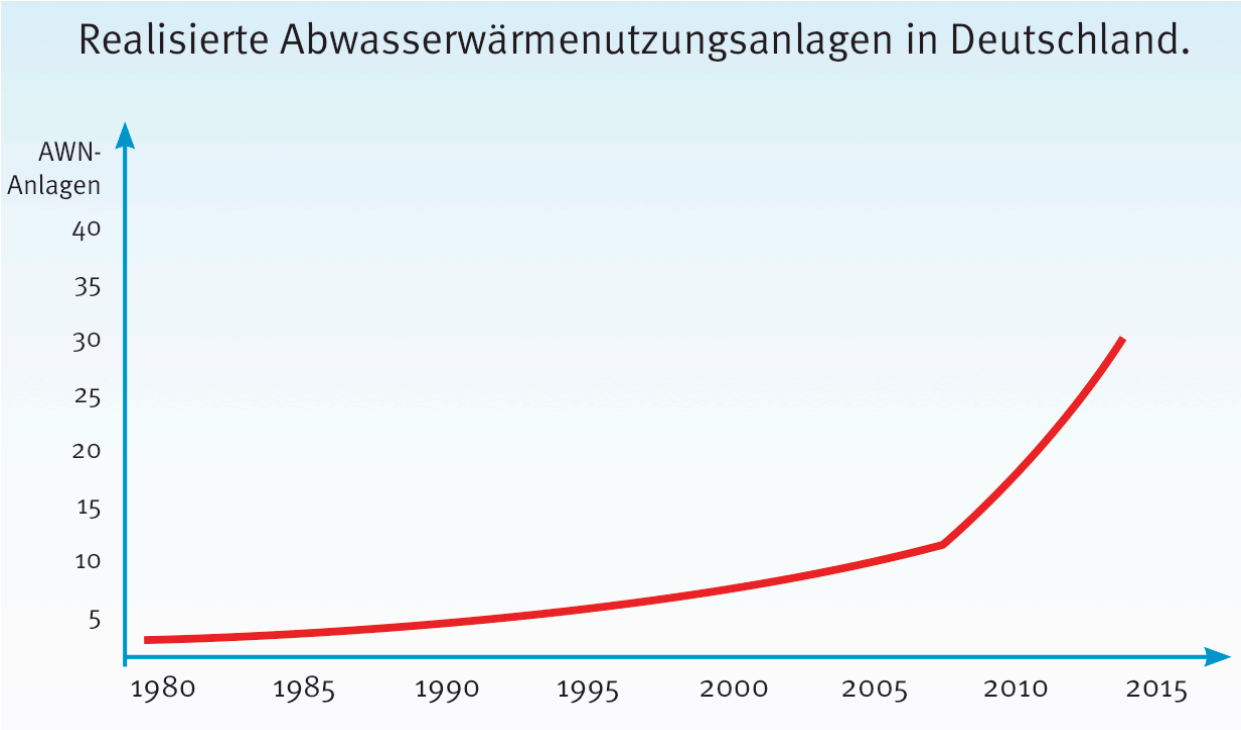


Abbildung 4.2: AWNA in Deutschland[26]

[26] Quelle: Themenallianz Abwasserwärmenutzung, (2014)

4.1.3 Chancen und Risiken einer Abwasserwärmenutzungsanlage

Die Abwasserwärmenutzung bietet einen guten Lösungsansatz für einen nachhaltigen Umgang mit Ressourcen an und liefert einen Beitrag zum Klimaschutz. In welchem Umfang eine Abwasserwärmenutzungsanlage beispielsweise CO_2-Emissionen einsparen kann, soll die nachstehende Beispielrechnung von Energie- und CO_2-Bilanzen aus „Energie aus Kanal-abwasser-Leitfaden für Ingenieure und Planer“ (2005) dienen:

Eine Wärmepumpe für Abwasser arbeitet mit einer Gesamtheizleistung von 1.200 [kW] und einer Leistungsziffer COP[27] von 4,0. Die dem Abwasser entnommene Wärme beträgt damit:

(1.200 [kW]/ 4) * 3 = 900 [kW]

Diese 900 Kilowatt entnommene Wärme, auch Umweltwärme genannt, ersetzt die fossile Energie von beispielsweise Erdöl HEL. Die für den Wärmepumpenantrieb benötigte Primärenergie von 300 [kW] wird in diesem Rechenbeispiel durch ein mit Biogas betriebenes Blockheizkraftwerk geliefert. Diese Energie wird zu 50 Prozent (150 [kW]) als erneuerbare Energie angerechnet. Damit ergibt sich also eine substituierte Leistung von insgesamt 1.050 [kW]. Bei durchschnittlich 4.800 Betriebsstunden pro Jahr ergibt sich eine Gesamtenergiemenge von

1.050 [kW] * 4.800 [h/a] = 5.040.000 [kWh/a] = 18.130 [GJ] pro Jahr

Um diese Energiemenge mit Erdöl HEL zu erreichen, braucht man gemäß der nachstehenden Tabelle 3:

Tabelle 4.3: Energieinhalte von fossilen Energieträgern 28

Energieträger	GJ pro t	GJ pro Hohlmaß
Kohle	28,1	
Erdöl HEL	42,6	36,0 pro 1000 l
Erdöl HS	41,2	39,1 pro 1000 l
Erdgas	46,5	36,3 pro 1000 Nm^3
Benzin	42,5	31,7 pro 1000 l
Diesel	42,8	35,5 pro 1000 l
Kerosin	43	34,4 pro 1000 l

18.130 [GJ] / 36.0 [GJ]/1.000 [l] = 18.130 [GJ] / 0,036 [GJ/l] = 504.000 [l] Erdöl HEL pro Jahr

[27] Vgl.: Energie aus Kanalabwasser- Leitfaden für Ingenieure und Planer, Buri R. /Kobel, B. (2005)
[28] Vgl. ebd.

Durch Einsparung dieser Menge Erdöl HEL reduziert sich die Menge der CO_2-Emissionen gemäß der nachstehenden Tabelle 4:

Tabelle 4.4: CO2-Emissionsfaktoren von fossilen Energieträgern [29]

Energieträger	tCO_2 pro TJ	tCO_2 pro t	tCO_2 pro Hohlmaß
Kohle	94	2,64	
Erdöl HEL	73,7	3,14	2,65 pro 1000 l
Erdöl HS	77	3,17	3,01 pro 1000 l
Erdgas	55	2,56	2,00 pro 1000 Nm^3
Benzin	73,9	3,14	2,34 pro 1000 l
Diesel	73,6	3,15	2,61 pro 1000 l
Kerosin	73,2	3,15	2,52 pro 1000 l

504.000 [l/a] * 2,65 [tCO_2]/1.000 [l] = 1.340 [tCO_2] pro Jahr

An Hand dieses Beispiels konnte rechnerisch dargestellt werden, wie eine Abwasserwärmenutzungsanlage CO_2-Emissionen einsparen kann.

Der Stand der Technik und die Literatur verweist darauf, dass die Vorteile der Abwasserwärmenutzung die Möglichkeit abbildet, Abwasserkanäle als Nachwärmeleiter zu nutzen:

- Verzicht auf externe Energieversorgung möglich
- Infrastruktur bereits vorhanden
- CO_2-Emissionen werden eingespart
- Das Wärmeangebot ist ständig und in großer Menge vorhanden
- Unabhängig von der Preisentwicklung auf dem Erdöl- und Erdgasmarkt

[29] Vgl.: Energie aus Kanalabwasser- Leitfaden für Ingenieure und Planer, Buri R. /Kobel, B. (2005)

4.2 Potentiale dezentraler Niederschlagswasserspeicherung

Vergleichbar mit der ursprünglichen Energiebranche ist der Bereich der Siedlungs- und Niederschlagswasserbehandlung als zentrales System aufgebaut. Das zu behandelnde Schmutzwasser wird in zentralen Großkläranlagen behandelt und zu ihrem Schutz bei starken Regenereignissen, speichern Regenwasserbehandlungsanlagen das gesammelte Regenwasser zwischen, geben es an die Vorflut, oder gedrosselt an die Kläranlage wieder ab. Die Dimensionierung solcher Anlagen erfolgt über die statistische Auftrittshäufigkeit der Niederschlagsintensitäten der vergangenen Dekaden.

In der KuLaRuhr-Region konnte in den vergangenen Jahrzehnten eine Veränderung der Niederschlagscharakteristik verzeichnet werden. Messungen haben ergeben, dass sich der Jahresniederschlag leicht erhöht hat. Ebenso hat sich die Niederschlagsform verändert. Bezogen auf den Jahresniederschlag hat sich der Anteil intensiver Niederschlagsereignisse erhöht. Dieser Prozess wird sich, wenn man die Prognosen der Niederschlagsentwicklung (Quirmbach, et al., 2012) betrachtet, weiter fortsetzen. Statistisch wirkt sich die gemessene Veränderung der Niederschläge erst in einigen Jahren bis Jahrzehnten wieder. Mit der Veränderung der Niederschläge müsste theoretisch eine Anpassung des bestehenden Niederschlagswasserbehandlungssystems durchgeführt werden. Insbesondere im Bereich der Abwasserkanäle kann es häufiger durch das vermehrte Auftreten von Starkniederschlägen zu Überstau- und Überflutungssituationen kommen. Gerade in dicht besiedelten Gebieten, wie der Emscher-Lippe-Region ist eine Erweiterung zentraler Niederschlagswasserbehandlungsanlagen bedingt durch die hohe Besiedlungsdichte meist nicht möglich. Ein weiterer zu bedenkender Faktor ist, dass Regenwasserbehandlungsanlagen den Kanalabfluss erst beeinflussen können, wenn das Niederschlagswasser bereits im Kanal ist. Maßnahmen, wie die „Zukunftsvereinbarung Regenwasser“ versuchen durch Abkopplung die Abflusssituation zu reduzieren. In Gebieten, wie dem Ruhrgebiet können diese Abkopplungsmaßnahmen aber nicht überall durchgeführt werden, da Teile des Bodens durch die industrielle Vergangenheit der Region kontaminiert sind oder eine Versickerung zu einem Anstieg des Grundwasserspiegels führen würde.

Dieser Sachverhalt verdeutlicht die Vorzüge die dezentrale Lösungen mit sich bringen. Dadurch, dass es sich hier um relativ kleine Speicherräume handelt können „intelligente“ Zisternen auch in Stadtgebieten, die kein großes Raumangebot für einen Regenwasserspeicher bieten verbaut werden. Im Gegensatz zu bestehenden zentralen Systemen profitieren bei den „intelligenten“ Zisternen sowohl die Kanalnetzbetreiber, als auch die Hausbesitzer von dem verbauten Speichervolumen. Dies ist insbesondere im Hinblick auf die unterschiedlichen Interessen der beiden Akteure interessant. Wohingegen Kanalnetzbetreiber ein möglichst großes Speichervolumen bevorzugen, um möglichst viel Niederschlagswasser speichern zu können, freut sich der Hausbesitzer darüber, wenn die Zisterne voll ist und ihm möglichst viel Brauchwasser zur Verfügung gestellt wird. Diese konträren Interessen können durch „intelligente“ Zisternen gleichermaßen befriedigt werden.

Darüber hinaus werden Zisternen zwischen das Fallrohr und das Kanalnetz geschaltet. Somit gelangt das Niederschlagswasser nicht ins Kanalnetz, sondern wird gespeichert, ohne das Kanalnetz zu belasten. Theoretische können durch gut gesteuerte Zisternen gezielt Haltungen entlastet werden.

Das Potential „intelligenter“ Zisternen, das Abflussvolumen bei Starkniederschlägen zu reduzieren ist logischer Weise stark von dem verbauten Volumen in einem Einzugsgebiet abhängig. Weiterhin beeinflussen die Qualität der Niederschlagsprognosen und die Steuerungsstrategie die Wirkung auf den Abfluss und somit auf die Effektivität der Zisternen.

4.2.1 Grundlagen dezentraler Niederschlagswasserspeicher

Dezentrale Niederschlagswasserspeicher sind weit verbreitet und auf vielen Privatgrundstücken in Deutschland in Form von oberirdischen Regentonnen oder unterirdischen Zisternen verbaut. Ihre Speicherwirkung und Nutzen für den angeschlossenen Haushalt ist bekannt und unbestritten. Ihr Problem, im Hinblick auf die Reduktion von Mischwasserabflüssen bei Starkregenereignissen, ist, dass diese kleinräumigen Speicher meistens schon stark gefüllt sind, wenn das Starkregenereignis eintritt. Der verfügbare Speicher ist dadurch so weit reduziert, dass keine bzw. nur eine geringe Abflussreduktion eintritt, da bei vollen Zisternen der zusätzlich einfließende Niederschlag direkt ins Kanalnetz geleitet wird.

Funktionsprinzip intelligent gesteuerter dezentraler Speicher

„Intelligent“ gesteuerte Zisternen sind technisch erweiterte konventionelle Zisternen, die in Verbindung mit einem zentralen Rechner stehen und Befehle von diesem empfangen und ausführen kann.

Die Basis „intelligenter“ Zisternen liegt im zentralen Rechner, der Niederschlagsprognosen von frei zugänglichen Internetseiten ausliest, auswertet und bewertet. Dieser Rechner ist im Rahmen des Projektes am Standort der Universität Duisburg-Essen, in der Versuchshalle des Fachbereichs für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft platziert und kontinuierlich in Betrieb. Jeden Tag um 00:00 Uhr liest dieser Rechner die auf einer Website veröffentlichten Niederschlagsprognosen für die nächsten 24 Stunden aus. Hierzu wurde ein Python-Skript entwickelt, das alle 24 Stunden automatisch ausgeführt wird. Die ausgelesenen Niederschlagsprognosen werden in eine Textdatei geschrieben und liegen in dreistündiger Auflösung vor. Durch die Kumulation der Einzelwerte ergibt sich der gesamte prognostizierte Niederschlag, der innerhalb des nachfolgenden Tages zu erwarten ist. Die kumulierte Niederschlagsprognose wird im Anschluss mit vier Grenzwerten verglichen, die frei wählbar sind und auf 5 mm, 10 mm, 15 mm und 20 mm festgelegt wurden. Je nachdem, welcher der vorgenannten Grenzwerte überschritten wird, sendet das Python-Skript über eine Online-SMS-Versandseite eine Kurzmitteilung an die Zisternen im Einzugsgebiet.

Wie in Kapitel 4.2.3 eingehend erläutert, sind die Remote-Zisternen, also die im Einzugsgebiet verteilten Zisternen, mit einem GSM-Empfänger ausgestattet, der die Kurzmitteilung empfängt und in Abhängigkeit vom Kurzmitteilungstext, ein Signal an die Steuereinheit der Zisterne sendet. Diese wertet das Signal aus und passt den Wasserstand in der Zisterne, in Abhängigkeit vom prognostizierten Regen an, sodass der Dachflächenabfluss im optimalen Fall komplett gespeichert werden kann und nicht das Kanalnetz belastet.

4.2.2 Simulation intelligenter Zisternen im Einzugsgebiet

Meisten ist die großflächige Untersuchung einer Technik oder eines Systems sehr aufwändig oder kostenintensiv. Deshalb werden oftmals Simulationen verwendet, um auf Basis bekannter Randbedingungen die Auswirkungen variabler Parameter zu untersuchen. In der hier verwendeten Simulation wird die Auswirkung einer Großzahl „intelligenter“ Zisternen auf das Abflussverhalten eines gesamten Einzugsgebietes untersucht. Hierbei wird insbesondere betrachtet, ob sich Spitzenwerte des Gesamtabflusses (die kurz nach starken Regenereignissen auftreten) durch den Zisterneneinsatz reduzieren lassen. Dazu wurde ein Oberflächenabflussmodell auf Basis des Beispieleinzugsmodell aus dem DVWK-ATV A 128-Regelwerks erstellt. (Abbildung XXO). In der für die Simulation wurden dem Oberflächenmodell, das ein typisches Einzugsgebiet darstellt, Randbedingungen vorgegeben. Zu diesen Randbedingungen gehören Informationen, wie z.B. Anteil der versiegelten Fläche, Anteil der nicht versiegelten Fläche, Anzahl der Einwohner, Wasserverbrauch der Einwohner usw. Mit Hilfe dieser Informationen kann das Modell dann berechnen, wie sich beispielsweise Regen verhält, wenn es auf die Oberfläche auftritt. Ziel des Modells ist es, herauszufinden, in wie fern sich der Kanalabfluss ändert, wenn man einen Teil der Häuser im Einzugsgebiet mit konventionellen Zisternen oder mit „intelligenten“ Zisternen oder mit Retentionszisternen ausstattet. Über die Simulationsergebnisse können dann Aussagen über die Wirkung der unterschiedlichen Zisternentypen auf das Abflussverhalten getroffen werden. Als Referenz zu den Rechenläufen mit Zisternen dient ein Rechenlauf in dem keine Zisternen im Einzugsgebiet vorhanden sind. Da es für nicht alle Einflussfaktoren allgemeingültige Größen gibt, wurden die folgenden Annahmen für die Simulation getroffen:

- Einzugsgebiet aus dem Regelwerk ATV A-128
- 30 % der versiegelten Flächen kann durch Zisternen abgekoppelt werden
- Pro 100 m^2 wird 3 m^3 Zisternenvolumen bereitgestellt
- Je 100 m^2 versiegelte Fläche gehören 200 m^2 zu bewässernde Fläche
- Brauchwasserverbräuche: 25 l/E und 0,2 l/m^2 (nur wenn es warm ist)
- Besiedlungsdichte: 3.000 E/km^2
- Simulationszeitraum ca. 4 Jahre

4.2.3 Feldversuch: Aufbau und Betrieb intelligenter Zisternen

Prototypenzisterne

Die im nachfolgenden Text Prototypenanlage genannte Zisternenvariante ist eine Versuchsanlage, die auf dem Gelände der Universität Duisburg-Essen verbaut und an das Flachdach der Versuchshalle der Abfallwirtschaft, mit einer Fläche von ca. 250 m^2, angeschlossen. Sie wurde in der Versuchshalle direkt neben dem Fallrohr vom Dach installiert und betrieben. Aufgrund der relativ niedrig liegenden Entnahmemöglichkeit aus dem Fallrohr (0,5 m über Sohlhöhe), wird das mittels Regendieb aus dem Fallrohr entnommene Regenwasser zunächst in einen Vorlagebehälter geleitet und von dort aus über eine Höhenstand gesteuerte Pumpe in eine drei Kubikmeter fassende Zisterne gepumpt. Die Kunststoffzisterne ist als Flachtank ausgeführt und mit einer Ultraschall-Höhenstandsonde ausgestattet. Die Sonden senden ein Signal im Millivoltbereich an eine Milltronics-Auswerteeinheit. Die Auswerteeinheit ist mit dem Kernstück der Steuerung, einer handelsüblichen SPS-Steuereinheit verbunden und übermittelt dieser kontinuierlich den aktuellen Höhenstand in Echtzeit. Notüberläufe sichern sowohl die Zisterne als auch den Vorlagebehälter gegen überlaufen. Ein Durchflussmessgerät misst kontinuierlich das aus der Zisterne gepumpte Volumen. Zur Bestimmung des Zisternenzulaufs und zur Überprüfung der Niederschlagsprognosen ist auf dem Dach der Versuchshalle ein Regenmesser nach Hellman installiert, der die gefallenen Niederschlagsmengen mittels Kippwaage misst und bei jedem Kippvorgang ein Signal an die SPS weiterleitet. Die Signale werden von der SPS gezählt und gespeichert. Aus logistischen und kostentechnischen Gründen konnte die Prototypenzisterne nicht an einen realen Verbraucher, wie z.B. eine Toilette oder Waschmaschine, angeschlossen werden. Aus diesem Grund wird der Verbrauch des gespeicherten Brauchwassers simuliert. In einer nahegelegenen Herrentoilette wurde dazu ein Funktaster installiert. Jeder Toilettenbesucher wird nach der Toilettennutzung, beim Verlassen der Räumlichkeiten aufgefordert, diesen Taster zu drücken. Daraufhin sendet dieser ein Funksignal an einen an der SPS-Steuereinheit installierten Empfänger, der die Tasteraktivierung registriert, zählt und daraufhin einen Spülvorgang simuliert, indem die Pumpe in der Zisterne für 3 Sekunden aktiviert wird. Sämtliche Aktivitäten und Messwerte werden von der SPS auf einer SD-Karte gespeichert. **Abbildung** verdeutlicht den Anlagenaufbau am Standort der Universität Duisburg-Essen.

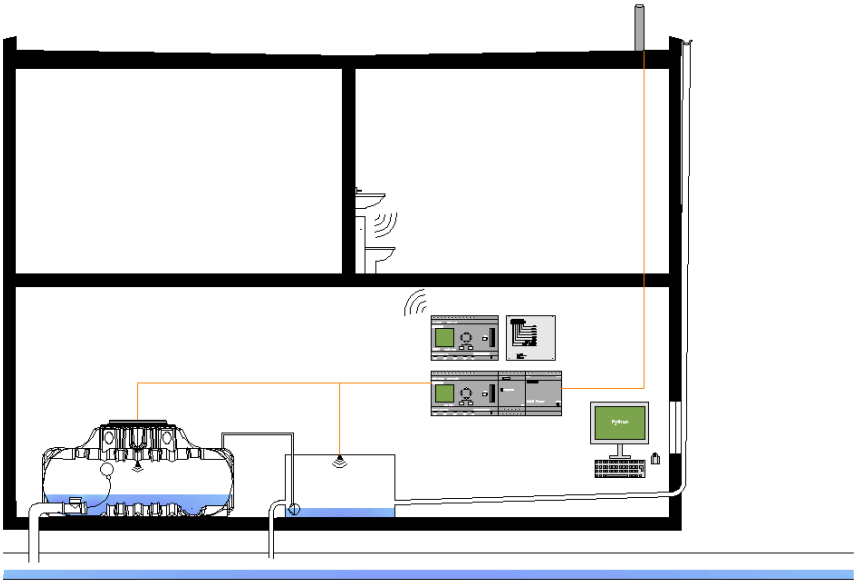


Abbildung 4.3: Anlagenaufbau am Standort Universität Duisburg-Essen

Die Basis der gesteuerten Zisternen bildet der Zentralrechner. Von hier aus werden die Niederschlagsprognosen für die nächsten 24 Stunden ausgelesen, ausgewertet und im Falle eines bevorstehenden Niederschlagsereignisses, das einen vordefinierten Schwellenwert überschreitet, wird ein Signal an die Zisternen gesendet. Dies hat eine Anpassung des Zisternenvolumens zur Folge. Im Falle der Prototypenanlage besteht die Verbindung zwischen Zentralrechner und Zisterne aus einer Ethernet-Verbindung.

Remote-Anlagen

Im Gegensatz zur Prototypenanlage, sind die nachfolgend Remote-Anlagen genannten Zisternen im gesamten betrachteten Einzugsgebiet verbaut. Aus diesem Grund unterscheidet sich bereits die Kommunikationstechnik dieser Anlagen von der Prototypenanlage. Eine Kommunikation über eine Ethernet-Verbindung ist nicht möglich. Da die Zisternen auf Grundstücken von Privathaushalten verbaut sind, liegt die Nutzung über WLAN oder eine PowerLine Verbindung nahe und ist auch grundsätzlich möglich. Um die potentielle Problematik mit den Firewalls der Router und somit Kommunikationsprobleme zu vermeiden, sind die Remote-Anlagen über das Mobilfunknetz, also das GSM-Netz, vom Zentralrechner erreichbar.

Jede Remote-Zisterne ist mit einem GSM-Empfänger mit zwei schaltbaren Ausgängen ausgestattet. Wird ein Starkniederschlagsereignis prognostiziert, wird im Zentralrechner ein Pythonskript aktiviert, das mit einem Online-SMS-Versanddienst kommuniziert. Das Skript aktiviert die Versandfunktion des Onlinedienstes und veranlasst diesen, eine vordefinierte Kurzmitteilung an alle im Onlinetelefonbuch des Versanddienstes gespeicherten Mobilfunknummern zu senden. Jedes GSM-Modul ist mit einer Sim-Karte ausgestattet und dementsprechend über eine eigene Mobilfunknummer erreichbar. Empfängt das GSM-Modul eine Kurzmitteilung mit der Nachricht „Set OUT1“, wird Ausgang 1 des Moduls über den Relaisausgang geschaltet.

Der Befehl „Reset OUT1“ schaltet den Ausgang erneut. Diese Schaltung kann ebenfalls über den Transistorausgang 2, dem ein Relais zwischengeschaltet ist erfolgen. Über die Schaltmöglichkeiten der beiden Ausgänge können vier Schalterstellungen gestellt werden, die von der SPS erkannt und auf Basis dessen das Zisternenvolumen je nach Eingangssignal gesteuert werden kann.

		Schalterstellung 1	Schalterstellung 2	Schalterstellung 3	Schalterstellung 4
Ausgang 1	Aus	X		X	
	Ein		X		X
Ausgang 2	Aus	X	X		
	Ein			X	X

Abbildung 4.4: Mögliche Schaltzustände GSM-gesteuerter Zisternen

Schalterstellung1 ist die Ausgangsstellung, bei der die Pumpe deaktiviert ist. Wird nur Ausgang 1 (Schalterstellung 2) geschaltet, wird das Zisternenvolumen auf 25% der Gesamtkapazität reduziert. In Schalterstellung 3 wird die Zisterne bis auf 50% und in Schalterstellung 4 auf 75% des Speichervolumens reduziert **Abbildung**. Ebenso wie beim Prototypen ist jede Remote-Zisterne mit einer Höhenstandsonde und einer zusätzlichen steuerbaren Pumpe ausgestattet. Die SPS zeichnet alle Messwerte und Schalterstellungen in einem fünfminütigen Intervall auf einer SD-Karte auf. Die Betriebsdaten werden so dokumentiert und können nachfolgend ausgewertet werden (

Abbildung).

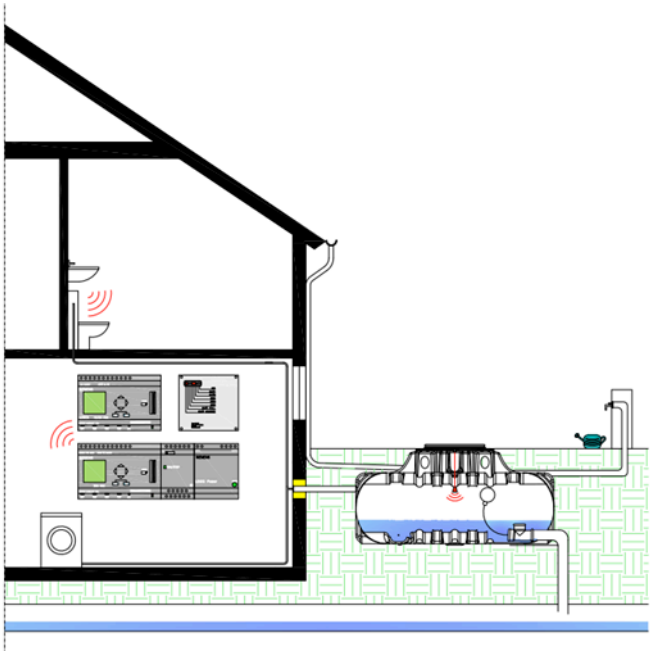


Abbildung 4.5: Anlagenaufbau der Remote-Anlagen

Zentrale Auswertung der Niederschlagsprognosen

Das Ziel des gesamten Versuchsaufbaus ist es, Zisternen auf Basis von Wetterprognosen vor einem Starkniederschlagsereignis zu entleeren, um Retentionsraum zu generieren. Um dies zu erreichen wird ein automatisierter Prozess benötigt, der zu vordefinierten Zeiten die Niederschlagsprognose des Folgetages, auf der die Steuerung basiert, ausliest, auswertet und bei einem prognostizierten Starkniederschlagsereignis einen Entleerungsbefehl an die Zisternen sendet (**Abbildung 4.6:** Funktionsprinzip von der Prognoseauswertung bis zur Zisternensteuerung

.6).

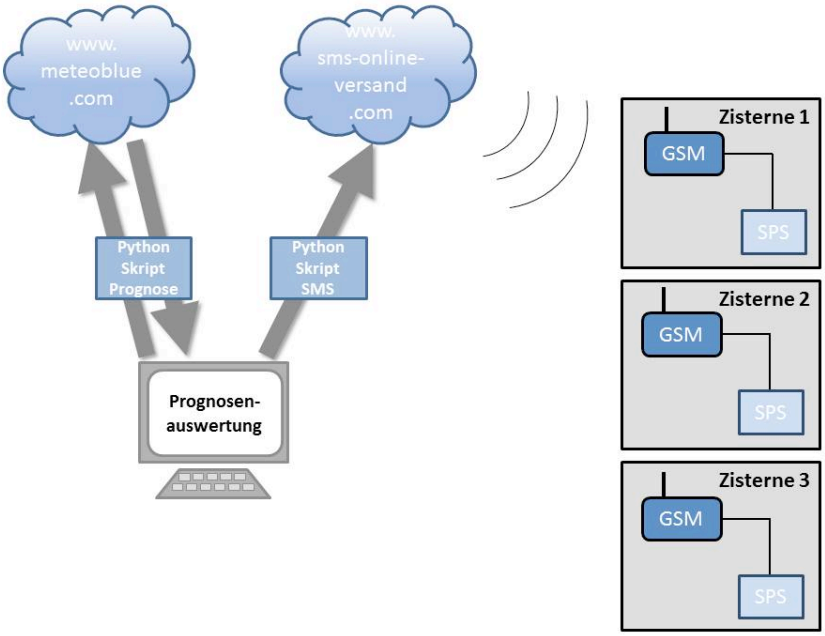


Abbildung 4.6: Funktionsprinzip von der Prognoseauswertung bis zur Zisternensteuerung

Hierzu wird mittels eines zentralen Rechners täglich um 00:00 Uhr ein Pythonskript ausgeführt, das eine Website für Wettervorhersagen durchsucht und die prognostizierten Niederschläge inklusive der Niederschlagswahrscheinlichkeiten für die nachfolgenden zwei Tage ausliest und in eine Textdatei schreibt. Die Niederschlagsprognosen werden kumuliert und geprüft, ob die kumulierten Niederschläge vordefinierte Schwellenwerte überschreiten. Die Schwellenwerte sind je nach Bedarf frei wählbar und wurden hier auf 5 mm, 10 mm und 20 mm festgelegt. Die Überschreitung der jeweiligen Schwellenwerte durch die Prognoseauswertung zieht unterschiedliche Aktionen nach sich. Wird der 5 mm-Schwellenwert überschritten, veranlasst das Skript die Online-SMS-Versandseite eine Kurzmitteilung zur Aktivierung des Ausgangs 1 des GSM-Moduls zu versenden. Also wird der Befehl „Set OUT1“ an alle Zisternen versendet. Mit einer Verzögerung von zehn Sekunden, wird zum Schließen von Ausgang 1 und zum Wiederherstellen der Ausgangssituation der Befehl „Reset Out1“ versendet. Werden 10 bis 19,9 mm vorausgesagt, versendet die Website die Kurzmitteilungen „Set OUT2“ um den Ausgang 2 zu schalten und das Zisternenvolumen auf 50% des Gesamtvolumens zu reduzieren. Zehn Sekunden später wird der Befehl „Reset OUT2“ gesendet, um Ausgang 2 wieder zu schalten und in die Ausgangsposition zurückzuversetzen. Beim Überschreiten des 20 mm-Schwellenwertes werden beide Ausgänge durch die jeweiligen Kurzmitteilungen geschaltet und das Zisternenvolumen auf 25% reduziert. Die SPS ist so programmiert, dass sie nach Eingang der jeweiligen SMS die Pumpe erst nach Erreichen des Zielniveaus in der Zisterne wieder ausschaltet.

Durch die Möglichkeit der direkten Anbindung des Zentralrechners an die SPS der Prototypenanlage am Standort der Universität Duisburg-Essen funktioniert hier die Kommunikation über eine Ethernet-Verbindung über die die Entleerungsbefehle direkt an die

Zisterne gesendet werden können. Die Entleerungsniveaus entsprechen jedoch denen der Remote-Anlagen.

Steuerungsprogrammierung

Grundsätzlich lässt sich die Datenverarbeitung einer SPS in drei Bereiche unterteilen (Abbildung 4.7). In der Dateneingabe werden Informationen über ein überwachtes System (beispielsweise der Wasserstand einer Zisterne) in die Steuerung aufgenommen. Die aufgenommenen Informationen werden in einem nachfolgenden Schritt in den Bereichen der Datenverarbeitung und –speicherung dokumentiert oder weiterverarbeitet und nach der Verarbeitung gespeichert oder nach außen ausgegeben. Die Datenausgabe bildet den letzten Bereich einer SPS und stellt Informationen als Ergebnis der internen Datenverarbeitung zur Verfügung. (Wellenreuther & Zastrow, 1987)

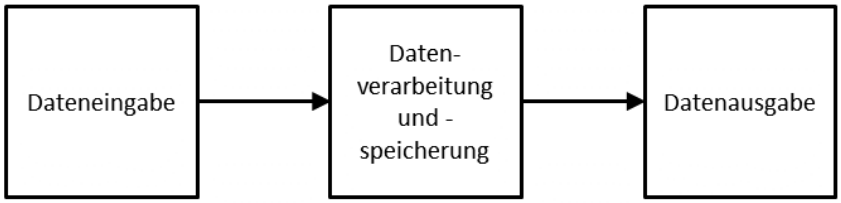


Abbildung 4.7: Informationsverarbeitung einer SPS nach (Wellenreuther & Zastrow, 1987)

Die verwendete SPS verarbeitet sowohl digitale als auch analoge Eingangssignale, die mittels des gespeicherten Programms intern verarbeitet werden. Die Programme der Remote-Anlagen und der Prototypanlage unterscheiden sich aufgrund unterschiedlicher angeschlossener Messvorrichtungen und Eingangssignale. Aufgrund des reduzierten und übersichtlicheren Strukturaufbaus wird das Programm nachfolgend anhand der für die Remote-Anlagen verwendeten Programmierung erläutert. Die Programme wurden im sogenannten Funktionsplan der Herstellersoftware erstellt, welches die Steuerungsfunktionen und Abläufe bildhaft in Form von Funktionsblöcken darstellen und beispielhaft in **Abbildung 4.8:** demonstriert wird.

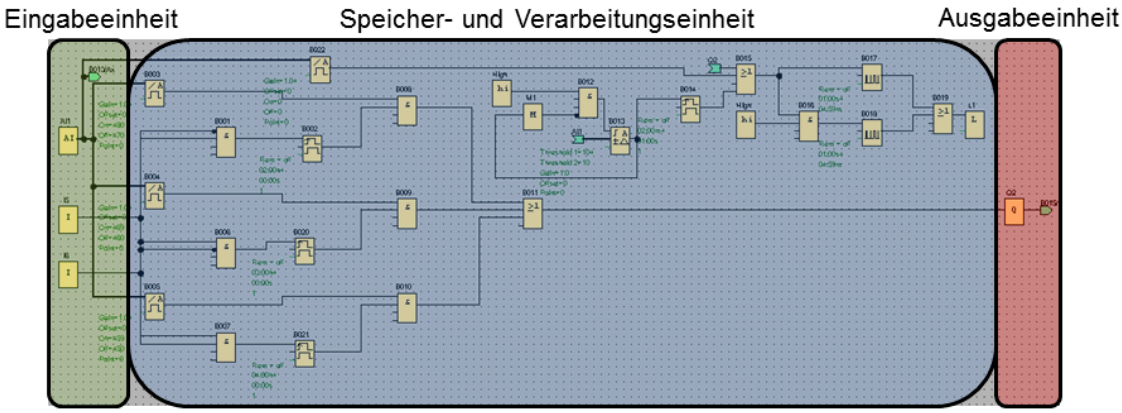
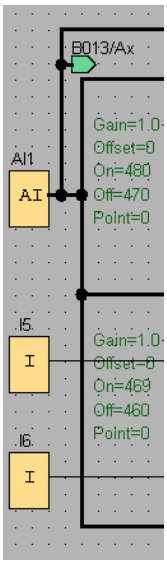


Abbildung 4.8: Funktionsplan zur Steuerung der Zisternenaktivität

Über einen analogen Eingang sind bei den Remote-Anlagen die Höhenstandsonde (AI1) und über die digitalen Eingänge der GSM-Signalgeber angeschlossen (I5 und I6) (grüner Bereich in Abbildung 4.8). Die eingegangenen Signale, können über die hinter den grafischen Funktionsblöcken hinterlegten Befehlen und Vorgängen vom Prozessor weitergeleitet und verarbeitet werden. Abbildung 4.9 zeigt die verwendeten Eingangsblöcke, über die die Messwerte und Signale zur Weiterverarbeitung in die SPS gelangen.



bildung 4.9: ıgangs-blöcke ; ıktionsplans

In der Speicher- und Verarbeitungseinheit steuern die Grundfunktionen und Operanden die Weiterverarbeitung oder Speicherung der Eingangssignale. In Abhängigkeit von der verwendeten SPS steht ein unterschiedliches Angebot an Grundfunktionen zur Verfügung. Jede Funktion ist einem grafischen Symbol hinterlegt und kann Eingangssignale aufnehmen, bearbeiten oder ein Ausgangssignal erzeugen. Da in der Verarbeitungseinheit meist mehrere Signale gleichzeitig bearbeitet werden, können zur besseren Übersicht Merker gesetzt werden, die gewissermaßen Zwischenergebnisse erstellen und aufzeichnen. Auf die explizite Darstellung und Erläuterung der verwendeten Funktionsblöcke wird hier verzichtet, da sich diese, je nach verwendetem Modell unterscheiden können. Die gespeicherten Daten werden auf einer konventionellen SD-Karte gespeichert. Die Datenspeicherung ist im Fall der hier verwendeten SPS werksseitig auf 2.000 Speicherzeilen begrenzt ist. Als Ausgabedatei erhält man die Rohdaten zur Weiterbearbeitung in einer CSV-Datei. Wie in Zisterne entleert werden soll.

Tabelle zu sehen werden alle für die Überwachung und Regulierung bedeutsamen Messwerte erfasst und gespeichert. Diese umfassen bei den Remote-Anlagen die Zeit- und Datumserfassung, den Wasserstand in der Zisterne und die Befehlsaufzeichnung, die angibt, ob und bis zu welchem Grenzwert die Zisterne entleert werden soll.

Tabelle 4.5: Datenerfassung der Remote-Zisternen

	Eingangssignal (analog)	Eingangssignal (digital)								aufgezeichnete Merker							
Datum / Uhrzeit	*Wasserpegel*	*I1*	*I2*	*I3*	*I4*	*I5*	*I6*	*I7*	*I8*	*M1*	*M2*	*M3*	*M4*	*M5*	*M6*	*M7*	*M8*
01.05.2014 23:53	536	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
01.05.2014 23:58	536	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02.05.2014 00:03	515	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02.05.2014 00:08	498	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02.05.2014 00:13	481	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02.05.2014 00:18	473	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02.05.2014 00:23	473	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02.05.2014 00:28	474	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02.05.2014 00:33	474	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02.05.2014 00:38	475	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

In Tabelle 4.5 ist die Datenerfassung einer Remote-Zisterne zum Zeitpunkt des Entleerungsbefehls dargestellt und die Funktionsweise der Steuerung ist hier gut erkennbar. Am 01.05.2014 ist die Zisterne noch komplett gefüllt und kann kein weiteres Niederschlagswasser aufnehmen. Der maximale Wasserstand ist bei dieser Zisterne bei 536 Millivolt erreicht. Gegen Mitternacht erkennt der Zentralrechner, dass innerhalb der folgenden 24 Stunden ein Niederschlagsereignis mit einer Niederschlagshöhe zwischen 5 mm und 9,9 mm vorausgesagt

wurde. Daraufhin sendet er die vorgesehene Kurzmittelung an alle Zisternen mit der Nachricht „Set OUT1“ und schaltet den Ausgang1 des GSM-Moduls, der ein Signal an die SPS sendet. Der Eingang des Signals ist durch die Aktivierung des digitalen Eingangs I5 erkennbar (Wertänderung von null auf eins) und schaltet über die Ausgabeeinheit das vorprogrammierte Ausgangsrelais, mit dem die Zisternenpumpe aktiviert wird. Diese reduziert den Wasserpegel in der Zisterne so weit, bis das voreingestellte Niveau erreicht ist. Die Aktivierung der Pumpe und die Reduktion des Zisternenvolumens sind durch die Veränderung des Milivoltsignals erkennbar. Das Durchschalten kann entweder in Form eines Relais, wie in der vorliegenden Ausführung, oder elektronische erfolgen. (Wellenreuther, et al., 1987)

Die Datenerfassung der Prototypenzisterne weicht aufgrund einer erweiterten Messwerterfassung von der Datenerfassung der Remote-Zisternen ab. Neben der Wasserspiegelhöhe in der Zisterne (AI2) wird hier ebenfalls die Wasserspiegelhöhe des Vorlagebehälters (AI1) aufgezeichnet. Werden voreingestellte Grenzwerte in der Zisterne oder dem Vorlagebehälter überschritten, werden automatisch die Ausgänge Q2 und Q4 geschaltet. Durch die Schaltung des Ausgangs Q2 wird die Pumpe im Vorlagebehälter und durch die Schaltung von Q4 die Pumpe der Zisterne aktiviert. Die Prototypenzisterne ist, wie oben beschrieben, mit dem Funktaster in der Herrentoilette verbunden, über den der Wasserverbrauch durch die Toilettennutzung simuliert wird. Das Drücken des Tasters ist in der Signalaufzeichnung durch die Aktivierung des Merkers M7, des digitalen Eingangs I1 und eine Wertveränderung des Zählwerkes B034.Cnt zu erkennen. Da bereits alle analogen Eingänge der ersten SPS in Gebrauch waren, war in diesem Fall der Verbau einer weiteren Steuerung (einer Siemens-Logo! 24V) notwendig. Über das analoge Eingangssignal AI1 wird der Durchfluss, der durch das Lehrpumpen der Zisterne entsteht, aufgezeichnet. Hierzu wurde ein Durchflussmesser der Firma Endress+Hauser installiert, der ein analoges Signal im Millivolt-Bereich an die SPS weitergibt. Werte im Bereich von 198 mV entsprechen einem Durchfluss von 0 l/s. Der maximale Durchfluss der verwendeten Pumpe liegt bei 999 mV, das einem Durchfluss von 0,5 l/s entspricht. Der Niederschlagsmesser nach Hellmann ist auf dem Dach der Versuchsanlage installiert. Jede Kippbewegung, die einem Niederschlag von 0,1 mm entspricht, verursacht einen Impuls, der von der SPS gezählt und gespeichert wird. Somit kann hierbei auf die reale Niederschlagsintensität geschlossen werden. Tabelle 4.6 gibt einen Überblick über die gesammelten Messdaten beider SPS‘s am Standort der Universität.

Tabelle 4.6: Datenerfassung der Zisterne, Universität

LOGO! 230V																	Logo! 24V			
Zeit	Eingangs signal (analog)		Ausgänge				aufgezeichnete Merker					Eingangs-signal (digital)				Zähler	Zeit		Eingangs-signal (analog)	Eingangs-signal (digital)
Datum / Uhrzeit	AI1	AI2	Q1	Q2	Q3	Q4	M1	M2	M3	M5	M7	I1	I2	I3	I4	B034.Cnt	Datum	Uhrzeit	AI1	I3
09.05.2014 19:28	542	804	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2022	09.05.2014	19:28	198	0
09.05.2014 19:29	547	802	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2023	09.05.2014	19:29	198	0
09.05.2014 19:30	552	802	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:30	198	0
09.05.2014 19:31	560	802	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:31	198	0
09.05.2014 19:32	569	804	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:32	198	0
09.05.2014 19:33	574	802	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:33	197	0
09.05.2014 19:34	580	803	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:34	198	0
09.05.2014 19:35	588	802	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:35	198	0
09.05.2014 19:36	595	804	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:36	198	1
09.05.2014 19:37	619	802	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:37	198	3
09.05.2014 19:38	709	805	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:38	198	9
09.05.2014 19:39	731	814	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:39	199	1
09.05.2014 19:40	726	824	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:40	198	1
09.05.2014 19:41	720	823	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:41	890	0
09.05.2014 19:42	694	826	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2023	09.05.2014	19:42	928	1

4.3 Eintrag von Spurenstoffen durch niederschlagsbedingte Auswaschungen von gedämmten Gebäudefassaden in Gewässer (Maßnahme 05.3)

4.3.1 Grundlagen

Lange Zeit galten die in der Landwirtschaft eingesetzten Pflanzenschutzmittel als Hauptquelle für die Belastung der Gewässer mit organischen Schadstoffen. Neue Untersuchungen zeigen jedoch, dass ein Anteil dieser Substanzen aus dem Siedlungsgebiet stammt. So wurde die Auslaugung von Bioziden aus Fassadenbeschichtungen von Gebäuden als weiterer Eintragspfad von organischen Spurenstoffen in Gewässer identifiziert (*Burkhardt et al.*, 2007).

Biozide werden in Bautenfarben und -putzen gegen den Befall durch Algen und Pilze eingesetzt. Die Wirkstoffe dienen der Erhaltung des Materials und des Erscheinungsbildes der Außenfassaden. Die Bewuchsentwicklung kann unter Einsatz von Bioziden über mehrere Jahre hinweg effektiv gehemmt werden, wie in Abbildung 4.9 zu sehen ist (*Breuer, Hofbauer*, 2012).

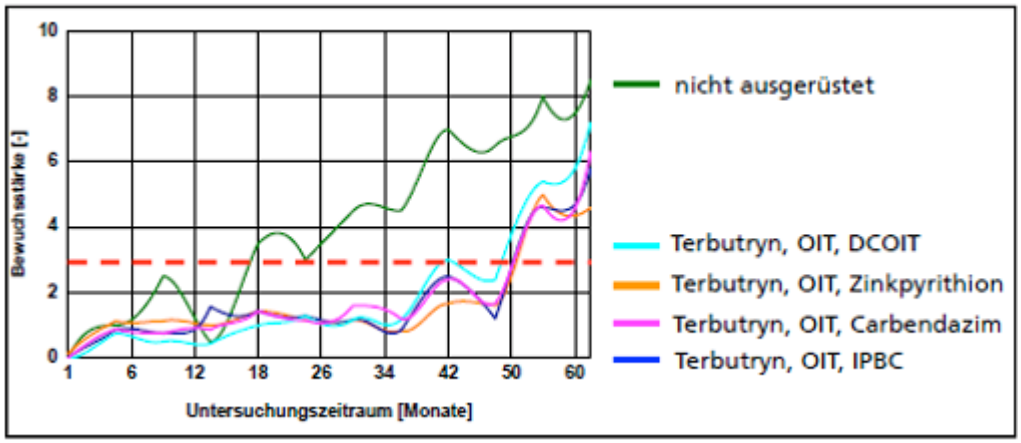


Abbildung 4.9: Bewuchsstärke auf Styrolacrylatputz mit Dispersionsfarbe, rot gestrichelte Linie: Gesamtausdehnung des Bewuchs < 5 % (*Breuer, Hofbauer*, 2012).

Außenfassaden sind Witterungsbedingungen wie Regen und Tauwasserbildung durch Unterkühlung in den Nachtstunden ausgesetzt. Die auftretende Feuchtigkeit begünstigt das Wachstum von Algen und Pilzen. Gerade zur Energieeinsparung mit Wärmedämmverbundsystemen (WDVS) nachgerüstete Bestandsgebäude weisen eine hohe Anfälligkeit für mikrobiellen Befall auf und werden daher standardmäßig mit Biozid-Zusätzen geschützt (*Breuer, Mayer*, 2012).

Tabelle 4.7 gibt die wichtigsten Biozide in Beschichtungsschutzmitteln an.

Tabelle 4.7: Auflistung der wichtigsten Wirkstoffe in Beschichtungsschutzmitteln (PA 7) (*Burkhardt et al.*, 2007)

Bedeutung	**Wirkstoff**
hoch	Diuron, Terbutryn, OIT, Zinkpyrithion
mittel	Carbendazim
gering	DCOIT, IPBC, Isoproturon

Zur effektiven Bekämpfung von Schadorganismen sind Bautenfarben und -putze meist mit einer Kombination von 2-4 Bioziden ausgerüstet. Die Wirkstoffe weisen dabei typischerweise jeweils einen Massenanteil von 0.1-2.0 g/kg am Material auf (bzw. eine Konzentration von 0.3-4.0 g/m² bezogen auf die Wandfläche) (*Burkhardt et al.*, 2011).

Damit die Biozide über viele Jahre hinweg an der Fassade wirken können, müssen sie langsam aus dem Fassadenmaterial gelöst und an die Oberfläche transportiert werden. Durch Regenereignisse, wie insbesondere Schlagregen, können die Wirkstoffe von der Fassadenoberfläche ausgewaschen werden und den Regenwasserabfluss belasten. Da Regenwasser als „sauberes Wasser“ angesehen wird, erfolgt daher in der Regel die direkte Einleitung in Oberflächengewässer (*Bollmann et al.*, 2014). Das resultierende Belastungsrisiko für Gewässer ist neben der Konzentration der Biozide von Eigenschaften wie der Ökotoxizität, der Umweltpersistenz und der Bioakkumulation abhängig.

Die Auslaugungsdynamik von Fassadensystemen wird durch eine starke Auswaschung in den ersten 3-6 Bewitterungsmonaten charakterisiert (*Breuer, Hofbauer*, 2012). In der Bauindustrie werden mittlerweile Maßnahmen zur Verminderung der Biozidauslaugung umgesetzt. So ergab eine Erhebung in der Schweiz im Jahr 2011, dass inzwischen mindestens 70-80 % aller Bautenfarben und -putze verkapselte Biozide enthalten, wodurch die Auswaschung der Wirkstoffe zu Beginn der Anwendungsphase um einen Faktor 2-10 im Vergleich zu unverkapselten Systemen reduziert werden konnte (*Breuer, Mayer*, 2012; *Burkhardt et al.*, 2014; *Burkhardt, Vonbank,* 2011).

Neben den Bioziden werden Fassaden mit weiteren Additiven wie z.B. Flammschutzmitteln (in Isolationsmaterialien und Montageschäumen) ausgerüstet. Die Emission dieser Substanzen weist ebenfalls ein wassergefährdendes Potential auf.

Bislang wurden Studien publiziert, die die Auslaugung von Bioziden aus Gebäudefassaden durch künstliche Beregnung im Labor (*Burkhardt et al.*, 2009; *Schoknecht et al.*, 2009; *Bester und Lamani*, 2010) oder durch natürlichen Regen in Feldstudien (*Burkhardt et al.*, 2007, *Breuer et al.*, 2012) charakterisieren.

Diese Methoden ermöglichen jedoch keine schnelle Abschätzung des Gefährdungspotentials der Auswaschung von Fassadenmaterialien für Gewässer. Daher wurde hier ein Schnelltest zur Auslaugung von Bioziden und Flammschutzmitteln mittels beschleunigter Lösungsmittelextraktion (ASE) unter Verwendung von Wasser als Extraktionsmittel erprobt. Dabei sollte insbesondere die Auslaugung bei Starkregenereignissen nachgeahmt werden. Zudem wurden Extraktionstemperaturen zwischen 20-70 °C untersucht, um auch durch die Sonne aufgeheizte Fassaden zu berücksichtigen (*Scheithauer et al.*, 2013).

Diesbezüglich wurde ein Schnelltest zur Charakterisierung des Langzeiteffekts der Auswaschung von organischen Spurenstoffen aus Gebäudefassaden durch Regenereignisse erprobt. Hierzu wurden die in Verputzungsmaterialien enthaltenen Gesamtmengen an Wirkstoffen bestimmt. Der Schnelltest dient somit zur Abschätzung der potentiellen Umweltgefährdung durch Biozide und Flammschutzmittel in Häuserfassaden durch deren Eintrag in Gewässer.

So wurde die Auslaugung der Biozide 2-Octyl-2H-isothiazol-3-on (OIT) und Terbutryn (TB) sowie des Flammschutzmittels Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP) aus Verputzungsmaterialien mittels ASE unter Verwendung von organischen Lösungsmitteln und Wasser als Extraktionsmittel untersucht. Ziel ist die Optimierung des ASE-Schnelltests, so dass die Analyten möglichst vollständig und zeitlich effektiv extrahiert werden. Dazu sollten die Temperaturabhängigkeit und die Eignung verschiedener Lösungsmittel für die Extraktion ermittelt werden.

Die Analyse der Analyten erfolgte nebeneinander mittels gekoppelter Gaschromatographie und Massenspektrometrie (GC-MS-Kopplung).

Eintragswege ins Erdreich

Eine wichtige Frage ist, wie lange die aufgeführten Stoffe im eingesetzten Fassadenmaterial verbleiben und wie viele umweltschädigende Stoffe in die betroffene Umwelt ausgewaschen werden. Die Substanzen können sich im Boden anreichern und damit einen schädlichen Einfluss auf die Umwelt nehmen. Abbildung 4.10 zeigt die unterschiedlichen Zonen des Erdreiches und soll illustrieren, wie tief sich die Stoffe im Erdboden einlagern können. Eine lockere Erdschichtung in den O- bzw. A- Horizonten bewirkt eine Auswaschung der Stoffe und Substanzen in Erdzwischenräume.

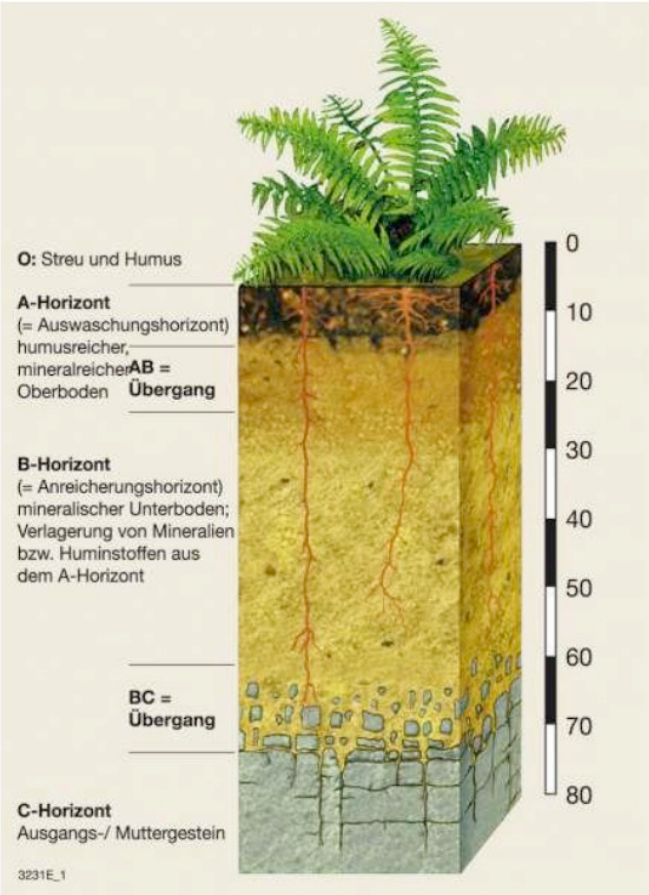


Abbildung 4.10: Schematische Darstellung der Horizontverteilung eines Bodens

(www.welsch.com; http://www.diercke.de/bilder/omeda/800/3231E_1.jpg)

Eintragungswege von Bioziden ins Gewässer

Biozide können direkt oder indirekt ins Gewässer eingetragen werden. Diese unterschiedlichen Eintragungswege werden in Abbildung 4.11 gezeigt (*Kahle und Nöh*, 2009).

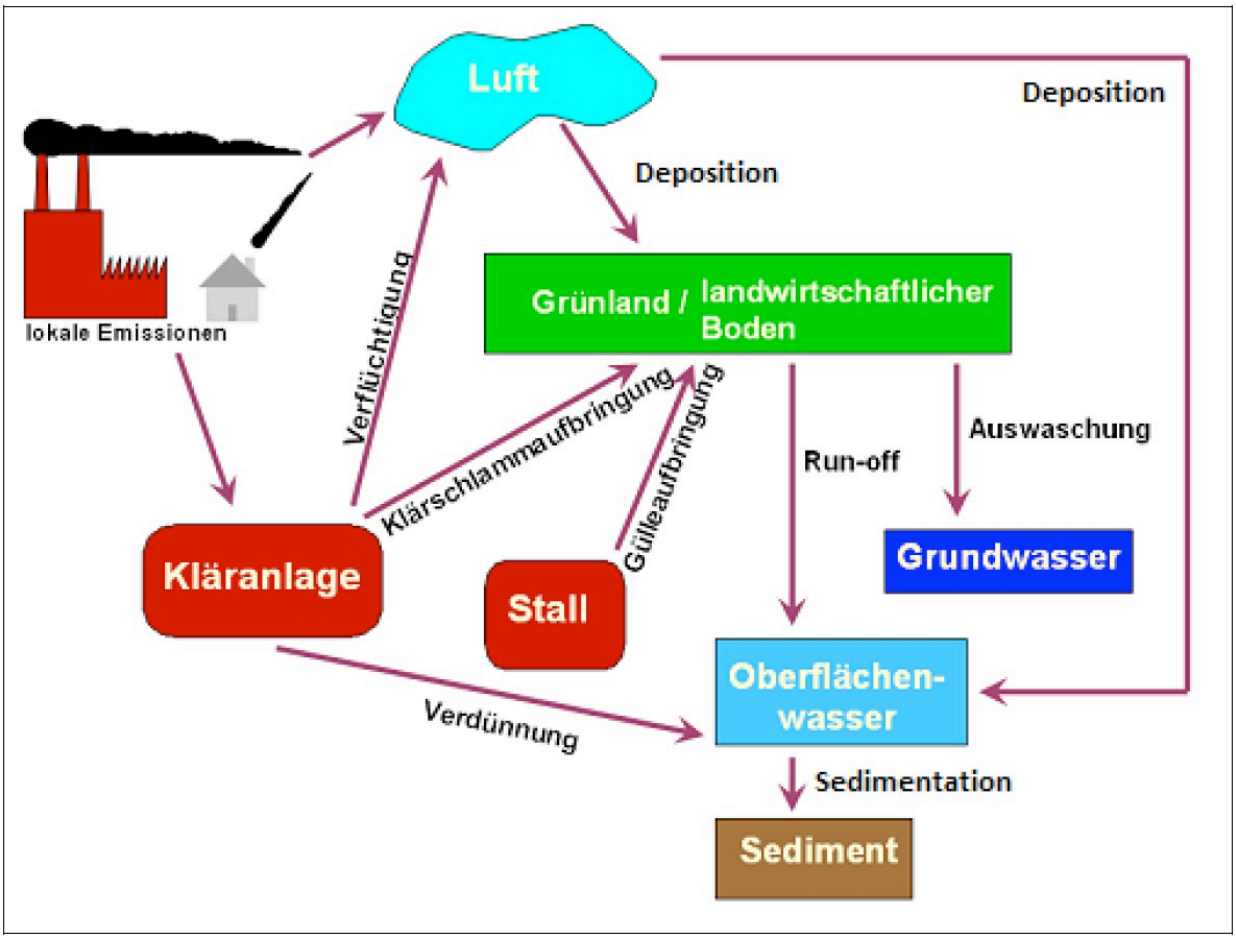


Abbildung 4.11: Eintragspfade ins Gewässer (*Kahle und Nöh*, 2009)

Direkter Eintrag in Gewässer

Bei der direkten Eintragung ins Gewässer sind Antifouling-Produkte zu benennen. Diese werden eingesetzt, um die Ansiedlung von bewuchsbildenden Organismen zu verlangsamen oder gar zu verhindern. Ein Einsatzgebiet sind z.B. Schiffsaußenwände. Beispiele für Antifouling-Produkte sind Tributylzinn (TBT) und Irgarol (Cybutryne). Ein weiterer Weg der direkten Eintragung ins Gewässer ist die Einleitung von Regenwasser. Die Kläranlagen sind nur zum Teil in der Lage, das komplette Regenwasser zu speichern. Der Teil der nicht direkt gespeichert werden kann, gelangt in die Gewässer. Dies kann zu Verunreinigungen durch Biozide führen, denn das Niederschlagswasser spült meist zuvor Dächer, Fassaden und Straßen ab, die Biozide und Schadstoffe enthalten können (*Kahle und Nöh*, 2009). Die Fassaden von Häusern sind für die direkte Eintragung mit zu berücksichtigen. Um einen Fassadenschutz gewährleisten zu können, werden verschiedene Biozid-Kombinationen eingesetzt.

Indirekter Eintrag in Gewässer

Ein Beispiel der indirekten Eintragung von Schadstoffen ins Gewässer ist die unvollständige Klärung durch Kläranlagen. Ein weiterer indirekter Eintragungsweg ist durch den Boden. Hierbei können z.B. Schädlingsbekämpfungsmittel durch Run-off Ereignisse in das Gewässer gelangen. Auch verwendeter Belebtschlamm aus der Kläranlage, der für landwirtschaftliche Flächen genutzt wird, kann noch Biozide enthalten.

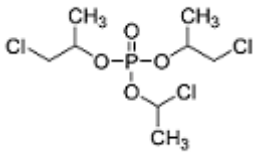
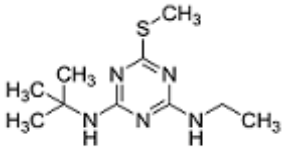
Durch Deposition können Biozide mit einem Dampfdruck von > 10^{-6} Pa in die Luft übergehen. Die Biozide können dann direkt, oder an Aerosole gebunden wieder in die Gewässer eingetragen werden (*Kahle und Nöh*, 2009).

Ökotoxische Eigenschaften von TCPP, Terbutryn und OIT

Im Folgenden sollen die Eigenschaften der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Analyten gegenübergestellt und deren Umweltrisiken abgeschätzt werden.

Tabelle 4.8 zeigt, dass TCPP, Terbutryn und OIT nur schwer wasserlöslich sind. Sie weisen jedoch alle bereits bei sehr niedrigen Konzentrationen ein wasserschädigendes Potential auf. So werden die Zielanalyten in die Wassergefährdungsklasse 1 bzw. 3 eingestuft (*UBA*, 2005).

Tabelle 4.8: Eigenschaften von TCPP, Terbutryn und OIT.

Analyt	**TCPP**	**Terbutryn**	**OIT**
	Tris(2-chlorisopropyl)-phosphat	(2-(Ethylamino)-4-(tertbutylamino)-6-(methylthio)-1,3,5-triazin)	(2-Octyl-2H-isothiazol-3-on)
Strukturformel			
Summenformel	$C_9H_{18}Cl_3O_4P$	$C_{10}H_{19}N_5S$	$C_{11}H_{19}NOS$
Molare Masse	327.57 g/mol	241.36 g/mol	213.34 g/mol
Anwendung	Flammschutzmittel	Algizid	Fungizid, Bakterizid
Wasserlöslichkeit	900 mg/l	25 mg/l	500 mg/l
Log K_{ow}	2.6	3.65	2.45
Wassergefährdung	WGK 1	WGK 1	WGK 3
	-	H400	H410

Wassergefährdungsklasse (WGK) nach VwVwS

WGK 1: schwach wassergefährdend

WGK 1: stark wassergefährdend

Umweltgefahr nach GHS

H400: Sehrgiftig für Wasserorganismen.

H410: Sehrgiftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung.

TCPP

Bei TCPP handelt es sich um ein Flammschutzmittel aus der Klasse der chlorierten Phosphorsäureester. TCPP wird hauptsächlich im Bauwesen als Flammschutzadditiv in Dämmstoffen und Montageschäumen aus Polyurethan eingesetzt. In Deutschland liegt der Verbrauch an TCPP in diesem Bereich bei ca. 5000 Tonnen pro Jahr (*Leisewitz et al.*, 2001).

TCPP wurde bereits in zahlreichen Studien in Abwässern, Oberflächengewässern und Sedimenten nachgewiesen. *Möhler und Metzger* sowie *Meyer und Bester* konnten zeigen, dass chlorierte Organophosphate wie TCPP in Kläranlagen nach dem Belebtschlammverfahren nicht abgebaut werden. Infolgedessen reichern sich diese Substanzen nach Austrag aus den Kläranlagen in den Oberflächengewässern an, was in Abbildung 4.12 dargestellt wird (*Metzger, Möhle*, 2001; *Meyer, Bester*, 2004).

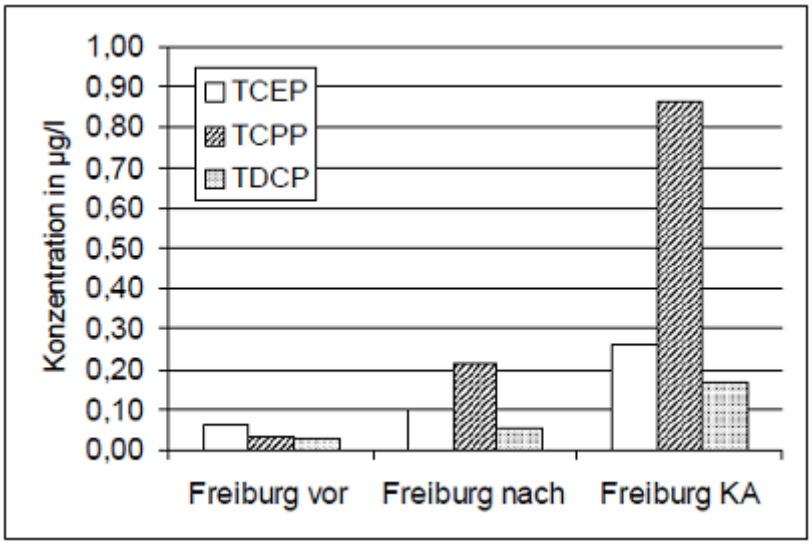


Abbildung 4.12: Konzentration chlorierter Organophosphate vor und nach der Einleiterstelle im Vorfluter sowie im Abwasser am Beispiel einer Kläranlage in Freiburg am Breisgau (>200000 Einwohner) (*Metzger, Möhle*, 2001).

Regnery und Püttmann untersuchten im Zeitraum von 2007 bis 2008 Regenwasserproben in Mitteldeutschland auf Organophosphate. Die TCPP-Konzentration in Frankfurt am Main (urbane Region) betrug im Mittel 743 ng/L, dabei schwankten die Werte zwischen 46-2659 ng/L. Regenwasserproben aus ländlicheren Regionen wiesen signifikant niedrigere TCPP-Konzentrationen auf (*Regnery, Püttmann*, 2009).

TCPP weist eine mittlere Lipophilie (log K_{ow} = 2.6) auf, so dass in Anbetracht der hohen Umweltpersistenz ein Belastungspotential durch Bioakkumulation vorhanden ist. Zudem steht das Flammschutzmittel unter Verdacht kanzerogen zu wirken. Nach Einschätzung des Umweltbundesamtes sollte die TCPP-Konzentration in wässrigen Systemen deutlich unter 100 ng/L liegen.

Wie die Umweltproben zeigen, wird diese Konzentration zum Teil weit überschritten. Das Umweltbundesamt strebt daher die Substitution von TCPP durch andere flammhemmende Substanzen an (*Leisewitz et al.*, 2001).

Zurzeit werden in der Literatur mögliche Eintragspfade wie die Auslaugung von behandelten Fassadenmaterialien durch Regenereignisse oder aber auch die Emission von TCPP durch Verdunstung aus Polstermöbeln und Autositzen diskutiert (*Regnery, Püttmann*, 2009).

Terbutryn und OIT

Terbutryn und OIT werden als Biozide eingesetzt. Dabei handelt es sich um Wirkstoffe zur Bekämpfung von Schadorganismen (z.B. Pilze, Algen, Bakterien) im nicht-agrarischen Bereich (European Parliament and Council, 1998). Die beiden Analyten werden als Schutzmittel (Hauptgruppe 2 der Biozide) insbesondere als Beschichtungsschutzmittel für Bautenfarben und -putze (Produktart 7) eingesetzt. Bezogen auf diesen Anwendungsbereich beträgt der Verbrauch an OIT und Terbutryn in der Schweiz je 1-5 Tonnen pro Jahr. Für Deutschland ist im Hinblick auf die Größe des Marktes ein Skalierungsfaktor von 10 anzunehmen (*Burkhardt et al.*, 2014).

Terbutryn zählt zur Stoffklasse der Triazine und wird als Algizid in Dispersionsfarben und Putzen eingesetzt. Der EC50-Wert für Algen beträgt bei einer Aussetzungsdauer von 72 h 0.002-0.630 mg/L (*GESTIS Stoffdatenbank*). Seit 1997 ist Terbutryn als Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln (Einsatz in der Landwirtschaft) in Deutschland verboten, seit 2003 in der gesamten EU. Als Biozid ist Terbutryn jedoch weiterhin zugelassen (*Kahle und Nöh*, 2009). *Quednow und Püttmann* konnten in einer Studie zwischen 2003-2006 zeigen, dass in kleinen Flüssen in Hessen trotz des Verbots von Terbutryn als Pflanzenschutzmittel kein Trend zur Abnahme der Schadstoffkonzentration zu erkennen ist. Der Maximalwert lag bei 5.6 µg/L (*Quednow, Püttmann*, 2007). Selbst in größeren Flüssen wie Main (110 ng/L) und Regnitz (140 ng/L) wurden 2006 erhebliche Konzentrationen an Terbutryn nachgewiesen (*Kahle und Nöh*, 2009). Terbutryn ist in Wasser nur sehr langsam biodegradierbar. In Feldexperimenten wurde eine Halbwertszeit der Degradation (DT50) von 21-30 Tagen im Teichwasser (bzw. 240-280 Tagen im Sediment) bestimmt, wobei der Abbau vorwiegend photochemisch erfolgt (*Bürgi*, 2007; *Láyi, Dinya*, 2005). Terbutryn wird in Kläranlagen nur unvollständig eliminiert. Darüber hinaus zeigten erste Tests, dass auch die Abbauprodukte toxisch für Mikroorganismen sind (*Luft, Wagner*, 2014).

OIT gehört zur Stoffklasse der Isothiazoline und findet aufgrund seiner fungiziden und bakteriziden Wirkung breite Anwendung in Farben, Lacken, Klebstoffen und Reinigungsmitteln. OIT ist ein Kontaktallergen und besitzt hautsensibilisierende Wirkung (*Rafoth et al.*, 2007).

Isothiazoline weisen in wässrigen Systemen nur eine begrenzte Stabilität auf, wobei der Abbau vorwiegend über Biodegradation erfolgt. Der DT50-Wert liegt für OIT in natürlichem Flusswasser bei 1-3 Tagen (*Sicherheitsdatenblatt Baumit*, Stand 2014). Zudem lässt sich OIT

effizient in Kläranalagen nach herkömmlichen Verfahren eliminieren. So wurde OIT in Deutschland bislang weder in großen Flüssen wie Rhein und Neckar noch in kleinen Flüssen mit hohem Anteil an Abwasser nachgewiesen (*Rafoth et al.*, 2007).

Anhand der ökotoxikologischen Daten in Tabelle 4.9 lässt sich das Umweltrisiko durch die Exposition der Biozide abschätzen. Von den Zielanalyten weist OIT die höchste aquatische Toxizität auf. Der PNEC-Wert (predicted no effect concentration) liegt bei 13 ng/L (*Burkhardt, Junghans*, 2009). In wässrigen Matrices ist OIT jedoch schnell abbaubar (*Sicherheitsdatenblatt Baumit*, Stand 2014). Terbutryn weist hingegen eine hohe Umweltpersistenz auf. Zudem deutet der Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient (log K_{ow}) von 3.65 auf die mögliche Gefahr der Bioakkumulation hin. Demnach reichert sich die Substanz bevorzugt im Fettgewebe von Organismen oder im Sediment an.

Tabelle 4.9: Toxikologische und Ökotoxikologische Daten für Terbutryn und OIT.

	Terbutryn	**OIT**
Toxikologische Daten [mg/kg]		
LD50 oral (Ratte)	2050	550
LD50 dermal (Kaninchen)	> 10200	690
Ökotoxikologische Daten [mg/L]		
LC50 Fisch (96 h)	0.82-5.80	0.047-0.196
EC50 Krustentiere (48 h)	7.1	0.18-0.32
EC50 Algen (72 h)	0.002-0.630	
PNEC [ng/L]	34	13

Beschleunigte Lösungsmittelextraktion (ASE)

In den vergangenen Jahren sind unzählige Versuche unternommen worden, die klassischen Extraktionstechniken zu ersetzen. Dabei wurden sowohl die kontinuierliche Extraktion nach Soxleth und die Mikrowellenbeschleunigte Lösungsmittel-Extraktion sowie auch Extraktionssysteme in der superkritischen Phase (SFE) entwickelt. Bei all diesen Verfahren konnte die Menge an Lösungsmitteln verringert und auch die Probenvorbereitungszeit entscheidend verkürzt werden (*Richter et al.*, 1996).

Die in der vorliegenden Arbeit verwendete Extraktionsmethode wird als beschleunigte Lösungsmittelextraktion (engl. Accelerated Solvent Extraction - ASE) bezeichnet. Diese mittlerweile etablierte Extraktionsmethode wurde erstmals von *B.E. Richter et al.* untersucht und im Jahre 1996 erstmalig Ergebnisse veröffentlicht (*Richter et al.*, 1996).

Diese Methode zeichnet sich speziell dadurch aus, dass Lösungsmittel bei sehr hohen Drücken und Temperaturen über den eigentlichen Siedepunkt hinaus verwendet werden können (*Richter et al.*, 1996). Bei der ASE wird festes Probenmaterial in einen Extraktionszylinder gefüllt, welcher in einem eingebauten Ofen auf eine Temperatur bis 200 °C erhitzt werden kann. Die Erhöhung des Drucks wird durch ein bestimmtes Druck-Gas erzielt. Die Extraktion erfolgt dabei in einer sehr kurzen Zeitperiode, während die extrahierte Lösung in ein Probengefäß überführt wird.

Die ASE findet in verschiedenen Bereichen Anwendung, wie zum Beispiel zur Bestimmung von chlorierten Pestiziden in kontaminierten Böden oder zur Bestimmung von polychlorierten Dibenzo-p-Dioxinen und Dibenzofuranen in Ascheproben (*Poppa et al.*, 1997).

Der Geräteaufbau ist schematisch in Abbildung 4.13 skizziert.

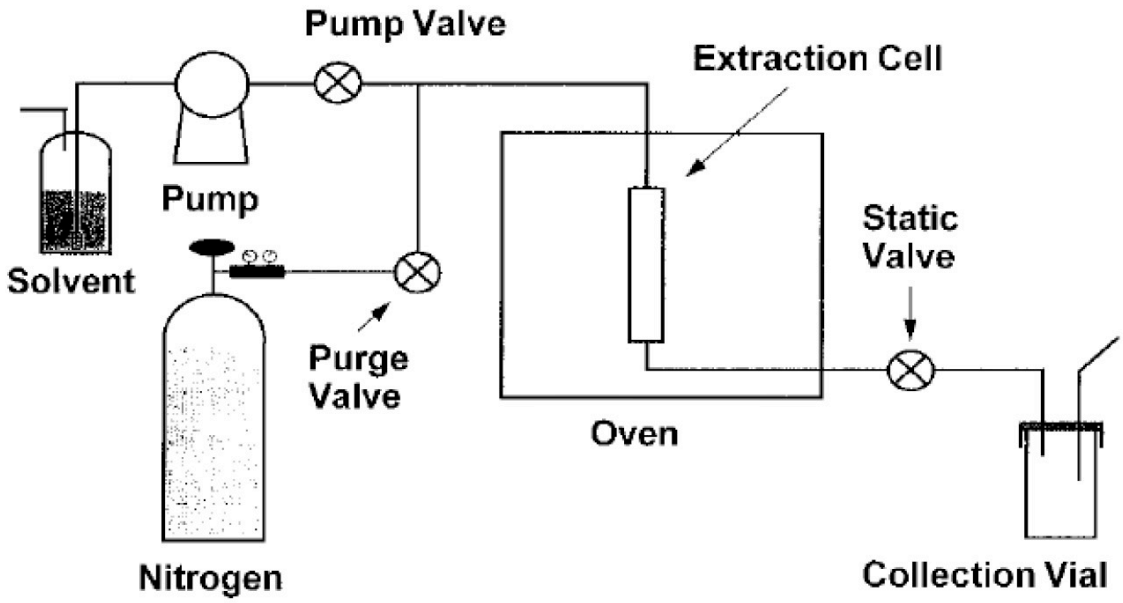


Abbildung 4.13: Schematischer Aufbau der ASE (http://www.cyberlipid.org/extract/extr0009.htm)

Das Gerät *ASE® 200 Accelerated Solvent Extractor* (Abbildung 6) der Firma *Dionex, Sunnyvale* leitet mittels Stickstoffgas (N_2) das ausgewählte Lösungsmittel mittels einer Pumpe bei einem eingestellten Druck durch die Extraktionszelle, welche sich während der Extraktion im Ofen der Anlage befindet (vgl. Abbildung 4.14). Das Lösungsmittel, welches die extrahierten Stoffe enthält, kann nun in eines der Probengefäße geleitet werden.

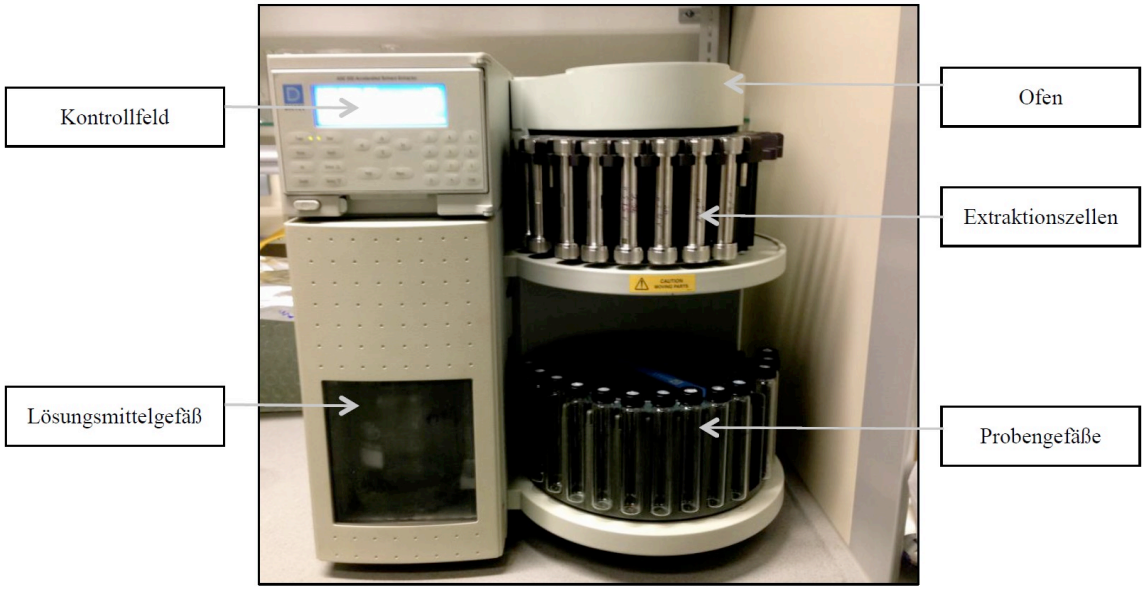


Abbildung 4.14: Verwendete ASE-Apparatur

Zur optimalen Extraktion werden die Extraktionszellen jeweils abwechselnd mit Probe und Seesand befüllt. Abbildung 4.15 zeigt eine schematische Darstellung einer solchen Extraktionszelle und der zuvor beschriebenen Befüllungsart. Die Mischung wird mit zwei Cellulose-Filtern von unten und oben abgedeckt.

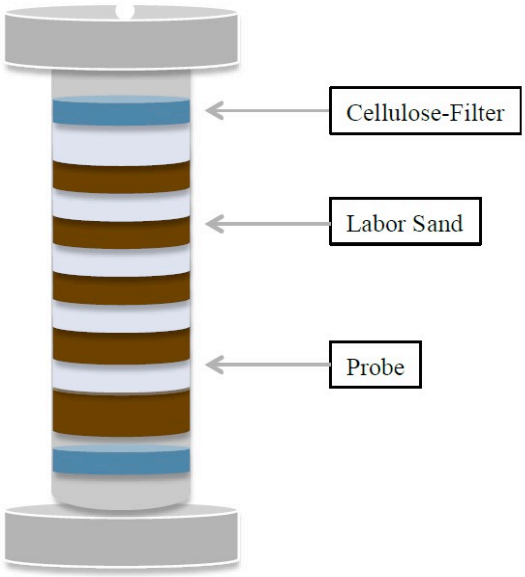


Abbildung 4.15: Schematische Darstellung einer gefüllten Extraktionszelle.

Festphasenextration (SPE)

Die Festphasenextraktion wird verwendet, um eine Probe aufzukonzentrieren. Dazu werden spezielle Kartuschen verwendet, die mit einem festen Sorbensmaterial gefüllt sind. Die gelöste Probe wird in diese Kartusche gegeben, dadurch reichert sich der Analyt im Sorbensmaterial (feste Phase) an. Nach der Anreicherung kann der Analyt wieder vom Sorbensmaterial mittels geeignetem Lösungsmittel eluiert werden (*Otto*, 2011). Auf diese Weise lässt sich der Analyt in ein anderes Lösungsmittel überführen. Der gesamte Vorgang ist in Abbildung 4.16 dargestellt.

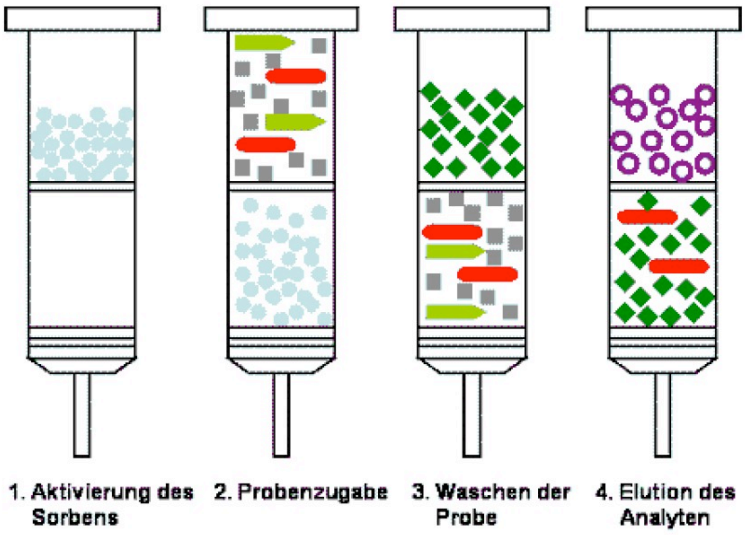


Abbildung 4.16: Festphasenextraktion mit einer SPE-Einheit (http://daten.didaktikchemie.uni-bayreuth.de)

Vorteile der Festphasenextraktion sind die Möglichkeiten der Anreicherung von z.B. Schwermetallen, Pflanzenschutzmitteln, polychlorierten Biphenylen und polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in geringsten Spuren aus Wasser oder die Verwendung für Clean-up-Schritte (*Hein & Kunze*, 1995).

Um mehrere Proben gleichzeitig bearbeiten zu können, wurde ein Versuchsaufbau gemäß Abbildung 4.17 verwendet.

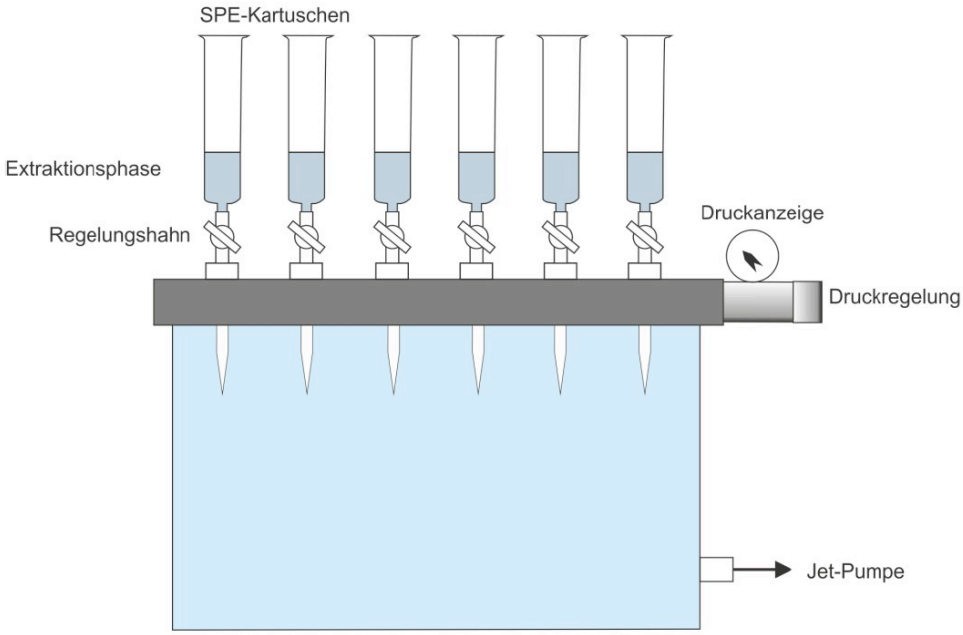


Abbildung 4.17: Schema zur parallelen Festphasenextraktion.

Die Jet-Pumpe sorgt für ein Vakuum. Dadurch kann die Durchlaufgeschwindigkeit des Lösungsmittels gesteuert werden.

Einengung

Zur Probenvorbereitung für die Analyse mit der gekoppelten GC-MS müssen alle Lösungsmittelfraktionen auf ein Volumen von 1 mL eingeengt werden. Dazu kann eine sogenannte Büchi-Einheit verwendet werden. Die dazu verwendete Büchi-Einheit vom Typ *Syncore® Analyst 1mL* wird von der Firma *Büchi Labortechnik GmbH* hergestellt. Vor dem Einengungsschritt werden die Gefäße sorgfältig gereinigt. Anschließend werden die Büchi-Gefäße mit dem gelösten Analyten befüllt. Die Einengung erfolgte durch automatisches Schwenken der Gefäße und das Anlegen eines schwachen Vakuums. Die Umdrehungszahl beträgt dabei bei 180 Umdrehungen pro Minute. Der Druck wird in langsamen Schritten bis auf 50 mbar reduziert. Nach diesem Einengungsschritt werden die Gläser entnommen und mit 10 mL Toluol befüllt, bevor das Lösungsmittel erneut bis auf 1 mL eingeengt wird. Dieser Vorgang wird ein weiteres Mal wiederholt. Der Lösungsmittelaustausch ist nötig, da bei diser GC-MS Methode Toloul als Standardlösungsmittel gewählt wurde. Abbildung 4.18 zeigt die dabei verwendeten Büchi-Gefäße.

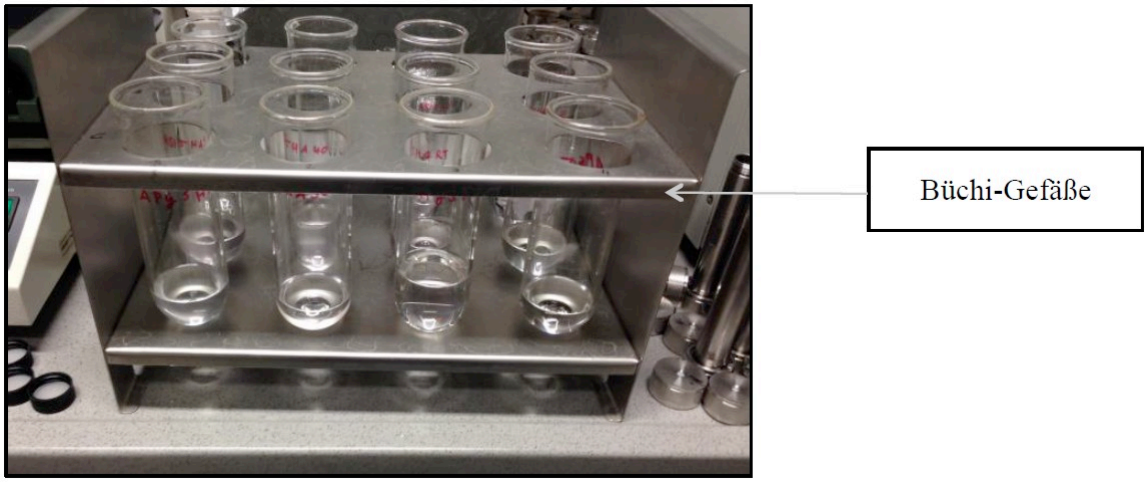


Abbildung 4.18: Verwendete Büchi-Apparatur

Beregnungsanlage

Um Regenfälle realistischer simulieren zu können, wurde eine Beregnungsanlage verwendet. Hierbei handelt es sich um eine Kammer, in der ein präparierter Fassadenblock platziert werden kann. Vertikal einfallende Wasserstrahlen simulieren den Regen. Das anfallende Wasser fließt in eine Ablaufrinne und wird in einer Vorratsflasche gesammelt. Die Verwendung eines Standventilators ermöglicht die Simulation von Wind, um das Regenwasser gegen die Fassade zu wehen. Abbildung 4.19 zeigt den Versuchsaufbau der verwendeten Beregnungsanlagen.

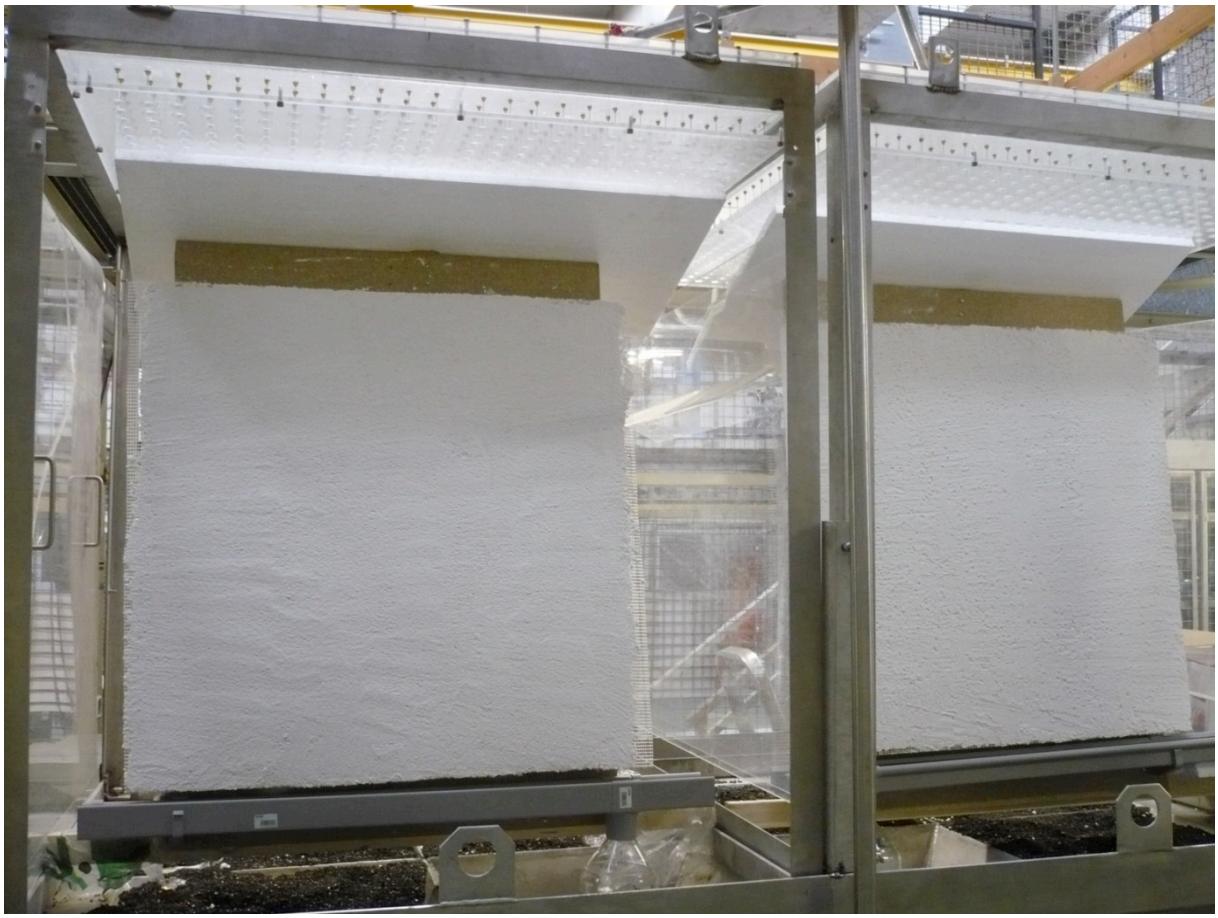


Abbildung 4.19: Verwendete Beregnungsanlage mit zwei Beregnungskammern.

4.3.2 Experimenteller Teil

Um die Exposition der Biozide und Flammschutzmittel in die Umwelt zu untersuchen, wurden zwei unterschiedliche Probenvorbereitungen durchgeführt.

Ein Verfahren war die direkte Simulation von Regen mittels Beregnungsanlage verschiedener Fassadentypen. Dieses Verfahren kann zwar den Regen simulieren, dennoch ist es sehr zeitaufwändig.

Die Effizienz des ASE-Schnelltests sowie der Beregnungsanlage sollen im Rahmen dieser Arbeit ebenfalls verglichen werden, um so eine Aussage über die Eignung des ASE-Schnelltests machen zu können.

Probenmaterial

In der vorliegenden Arbeit wurden verschiedene Fassadenmaterialien und unterschiedliche Fassadenmodelle untersucht. Dabei sollten diese Materialien auf ihre Inhaltsstoffe mit dem Fokus auf die unter Kapitel „Ökotoxische Eigenschaften von TCPP, Terbutryn und OIT“ aufgelisteten Biozide und Flammschutzmittel analysiert werden.

Verwendete Chemikalien

Tabelle 4.10 zeigt eine Übersicht der verwendeten Chemikalien.

Tabelle 4.10: Verwendete Chemikalien.

Chemikalien	Reinheit	Hersteller
Standards		
2-Octyl-2H-isothiazol-3-on (OIT)	99,0%	Dr. Ehrenstorfer GmbH, Augsburg, Deutschland
Terbutryn	99,0%	Dr. Ehrenstorfer GmbH, Augsburg, Deutschland
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP)	99,0%	Dr. Ehrenstorfer GmbH, Augsburg, Deutschland
Lösungsmittel		
Aceton	99,8%	Merck KGaA, Darmstadt, Deutschland
Ethylacetat	≥99,8%	Merck KGaA, Darmstadt, Deutschland
Methanol	≥99,8%	Merck KGaA, Darmstadt, Deutschland
Methyl-*tert*-butylether (MTBE)	≥99,8%	Merck KGaA, Darmstadt, Deutschland
Toluol	99,99%	Acros Organics, New Jersey, USA
n-Hexan	99,8%	Merck KGaA, Darmstadt, Deutschland
Andere		
Labor-Sand (SiO_2)	Merck KGaA, Darmstadt, Deutschland	

Vorbereitung der Proben

Die zu untersuchenden Verputzungsmaterialien wurden zur Probenvorbereitung in einer dünnen Schicht auf eine Aluminiumfolie aufgetragen und für etwa 48 h zum Trocknen unberührt gelassen. Nach dieser Zeit ließ sich die getrocknete Masse in kleine Stücke (5-10 mm Durchmesser) zerteilen und in 5 g Portionen abwiegen, welche über die gesamten Versuchsreihen bis zur Verwendung trocken gelagert wurden.

Extraktion mittels ASE

Die ASE ist an einem Autosampler gekoppelt und bietet damit die Möglichkeit, ein vordefiniertes Programm vollautomatisch abzuspielen. Die Parameter müssen dazu vor der Messung vordefiniert werden, entsprechend konstant gehaltene Parameter für die Extraktionen sind in Tabelle 4.11 dargestellt. Lediglich Temperatur und Lösungsmittel wurden variiert. Die Temperatur umfasste den Bereich zwischen 25 °C bis 70 °C.

Tabelle 4.11: Verwendete Parameter für die ASE.

Parameter	Einstellungen
Vorheizen (Preheat)	0
Heizen (Heat)	5 min
Statische Phase (Static)	10 min
Spülen (Flush)	30 %
Entleeren (Purge)	180 sec.
Zyklen (Cycles)	1
Druck (Pressure)	100 bar

Aufkonzentrierung und Wechsel des Lösungsmittels

Nach dem Durchlauf der beschleunigten Lösemittelextraktion wurde der Extrakt mittels SPE angereichert. Zunächst wurden die SPE-Säulen mit Methanol konditioniert. Hierfür wurden diese nach Einschalten der Pumpe jeweils zweimal mit 6 mL Methanol aufgefüllt. Das aufgefangene Methanol wurde entsorgt und die Säulen je dreimal mit 6 mL Reinstwasser aufgefüllt. Etwas Wasser wurde in den Säulen behalten und die Probe aufgegeben. Hierfür wurde der Extrakt aus der ASE portionsweise in die Säulen geschüttet. Im Anschluss daran wurden die Säulen 30 Minuten trockenlaufen gelassen. Mit Unterdruck (bis zu 0,8 bar) wurden dann die Extrakte jeder Säule zunächst mit 20 mL MTBE und dann mit 20 mL Aceton eluiert. Diese Lösemittel wurden jeweils in zwei 10 mL Portionen mit einer Messpipette hinzugegeben. Die Eluate wurden in Braunglasflaschen aufgefangen und anschließend über Nacht eingefroren. So konnte zusätzlich sichergestellt werden, dass Wasserreste aus der MTBE-Fraktion ausgefroren wurden.

Nasschemische Extraktion

Zur Ermittlung der maximal möglichen Auswaschung von Terbutryn und OIT aus den Baustoffen Silikontop und Putzgrund wurde der ASE-Schnelltest und eine nasschemischen Extraktion mit unterschiedlichen Lösungsmitteln gemäß Tabelle 4.12 durchgeführt.

In dieser Tabelle ist neben den eingesetzten Lösungsmitteln die korrespondierende Beobachtung aus den entsprechenden Versuch aufgeführt. Dazu wurden die zuvor eingewogenen Proben (5 g) mit 50 mL der verschiedenen Lösungsmitteln und Lösungsmittelgemischen (vgl. Tabelle 6) in einem Kolben für 15 min bei Raumtemperatur (RT) gerührt. Des Weiteren wurden die Proben für etwa 15 min ohne Rührvorgang stehen gelassen, bevor das feste Material vom Lösungsmittel mittels Filtration getrennt wurde. Die Einengung auf 1 mL Lösungsmittel erfolgte wie unter zuvor erläutert.

Tabelle 4.12: Beobachtungen der nasschemischen Extraktion.

Material	**Lösungsmittel**	**Beobachtungen**
Silikontop	Aceton	Milchige Trübung
	Hexan/Aceton (1:1)	Leichte milchige Trübung
	Hexan	Klare Flüssigkeit
	MTBE	Leichte milchige Trübung
	Toluol	Milchige Trübung
Putzgrund	Aceton	Milchige Trübung
	Hexan/Aceton (1:1)	Leichte milchige Trübung
	Hexan	Leichte milchige Trübung
	MTBE	Leichte milchige Trübung
	Toluol	Milchige Trübung

Probennahme mittels Beregnungsanlage

Zusätzlich zum ASE-Schnelltest wurde eine Beregnungsanlage mit 2 separaten Beregnungskammern eingesetzt. Diese konnten unabhängig voneinander gesteuert werden. Zunächst wurden die jeweiligen künstlich hergestellten Fassaden (1x1 m) nach ausreichender Trocknungszeit in die Kammern gestellt. Anschließend wurde die Beregnung gestartet, wobei ein Standventilator eingesetzt wurde, um den vertikal fallenden künstlichen Regen gegen die Fassade zu wehen. Der Fassadenablauf wurde mithilfe einer Regenrinne aufgefangen. Nachdem 1 Liter Probe aufgefangen wurde, wurde entweder eine neue Probenflasche für die weitere Beregnung eingesetzt, oder die Fassade wurde getrocknet und zu einem späteren Zeitpunkt beregnet.

Es wurden verschiedene Materialien wie Putze, Farben und Zusatzstoffe eingesetzt, um den Materialeinfluss auf die Schadstofffreisetzung zu ermitteln. Außerdem wurden die Beregnungs- und Trocknungszeiten variiert, um unterschiedlich lange Regenperioden zu simulieren. Jede Fassade wurde 15 Mal beregnet.

Als Kontrolle wurden Nullproben genommen, bei denen das Wasser aus der Beregnungsanlage direkt mit der eingesetzten Regenrinne aufgefangen wurde. So sollte ein möglicher Eintrag der Analyten durch das Leitungswasser, die Beregnungsanlage sowie der Regenrinnen ermittelt werden.

4.3.3 Analyse

Kalibrierung mit externem Standard

Die Quantifizierung der Analyten in den Fassadenmaterialien erfolgte über externe Standards. Dazu wurden Verdünnungsreihen der Konzentrationen 1000, 2000, 3000, 4000, 5000, 6000, 7000, 8000, 9000 und 10000 ng/mL angesetzt und mittels GC-MS-Kopplung der Firma *Thermo Scientific* analysiert. Als Trägergas wurde Helium (He) verwendet. Abbildung 4.20 zeigt beispielhaft ein resultierendes Chromatogramm.

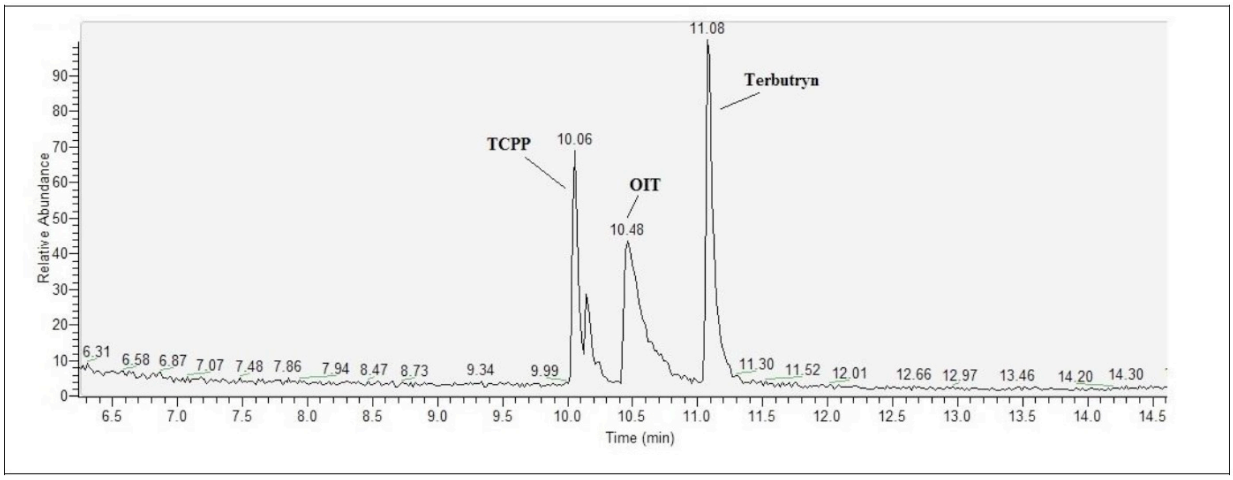


Abbildung 4.20: Gaschromatogramm der untersuchten Substanzen TCPP, OIT und Terbutryn.

Die Kalibrationsgeraden wurden mittels linearer Regression bestimmt. Das Bestimmtheitsmaß lag für alle durchgeführten Kalibrierungen bei $R^2 > 0.99$. Exemplarisch sind nachfolgend die Kalibrationsgeraden für Terbutryn und OIT dargestellt (Abbildung 4.21):

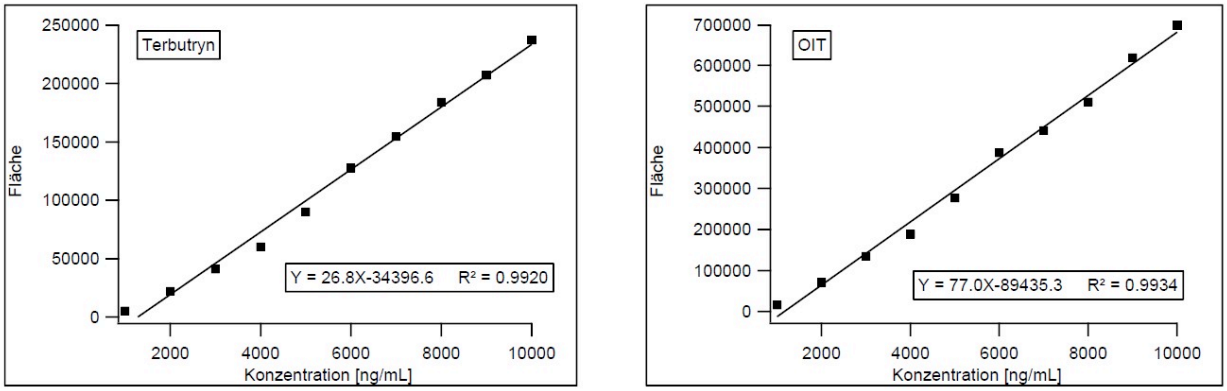
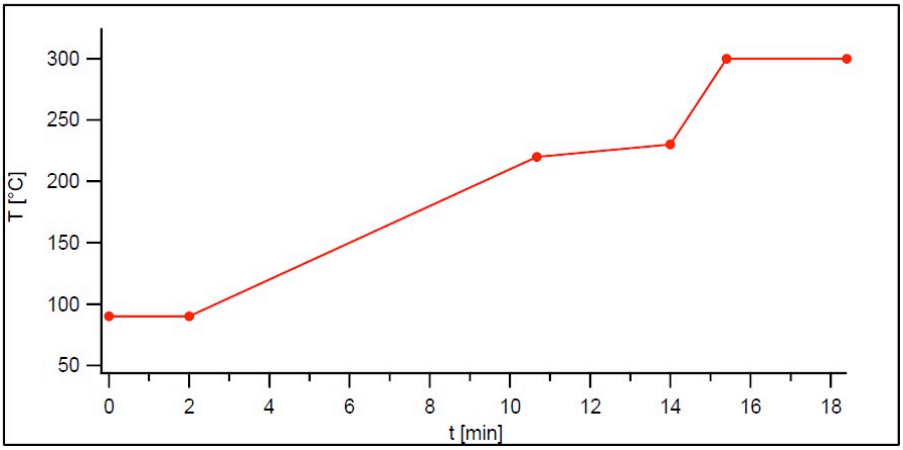


Abbildung 4.21: Kalibrationsgraden der Verdünnungsreihen für Terbutryn und OIT.

Tabelle 4.12 gibt einen Überblick über die ausgewählten Einstellungen der Parameter. Alle Analysen wurden mittels dieser Einstellungen durchgeführt.

Tabelle 4.12: Parameter der GC-MS.

	Parameter	**Einstellungen**
GC	Injektionsvolumen	2 µL
	Einspritz-Modus	PTV-Spiltless
	Einspritz-Temperatur	115 °C
	Temperaturprogramm	
		Starttemperatur 90 °C
		Heizrate 1 15 °C/min (bis 220 °C)
		Heizrate 2 3 °C/min (bis 230 °C)
		Heizrate 3 15 °C/min (bis 300 °C)
		Endtemperatur 300 °C
MS	Ionenquelle	230 °C
	Scanmodus	Full scan
	Massenbereich (m/z)	45-450

Analyse der Proben mit gekoppelter GC-MS

Die Proben der Verputzungsmaterialien wurden durch Gaschromatographie in Kopplung mit Massenspektrometrie analysiert. Tabelle 4.13 gibt die charakteristischen Retentionszeiten τ sowie das Masse-zu-Ladung-Verhältnis (m/z) der Analyten an.

Tabelle 4.13: Retentionszeiten und m/z der gesuchten Substanzen.

Analyt	**τ [min]**	**m/z**
TCPP	10.06	125 277
Terbutryn	10.48	101 114
OIT	11.08	226 241

Berechnung der ausgelaugten Analytmenge

Aus den Peakflächen im Gaschromatogramm lässt sich nun die jeweilige Konzentration der Analyten c_{Analyt} [ng/mL] in den aufkonzentrierten, flüssigen Proben über die Geradengleichungen der Kalibrationsgeraden berechnen. Nun lässt sich der Massenanteil w_{Analyt} [ng/g] des ausgelaugten Analyten am Fassadenmaterial bestimmen:

$$w_{Analyt} = \frac{c_{Analyt}}{m_{Probe}} \cdot V_{Extrakt} = \frac{c_{Analyt}}{5\ g} \cdot 1\ mL$$

Es wurden je 5 g Verputzungsmaterialien als Probe (m_{Probe}) eingesetzt. Das bei der Auslaugung erhaltene Extraktionsvolumen ($V_{Extrakt}$) wurde auf 1 ml eingeengt, wovon 2 µL zur weiteren Analyse per GC-MS entnommen wurden.

5. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Maßnahme 05.1 und 05.2

In Zusammenarbeit mit TP10 wird die Wirtschaftlichkeit der Technologie untersucht und technisches und betriebswirtschaftliches Wissen transferiert. Des Weiteren spielt für spätere Umsetzung des Forschungsvorhabens die rechtliche Bewertung eine wichtige Grundlage. Hierzu wurde die Anwaltskanzlei Heinemann und Partner in das Forschungsvorhaben mit eingebunden. (Auftrag über das Koordinationsprojekt TP12).

Für den Aufbau des Simulationsmodells wurden die benötigten Parameter neben Literaturwerten auch aus Erfahrungs- und Messwerten der Emschergenossenschaft/Lippeverband (EGLV) gewonnen. So konnte die Verbindung und die Zusammenarbeit zur Praxis hergestellt werden.

Maßnahme 05.3

Für die Beregnungsversuche wurde auf eine bereits vorhandene Beregnungsanlage des Instituts für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft, der Universität Duisburg-Essen, zurückgegriffen (TP 05, Maßnahme 05.1 und 05.2.). In Zusammenarbeit mit TP 07 wurden Toxizitätstest zu den verwendeten Substanzen OIT, Terbutryn und TCPP vorgenommen.

6. Erzielte Projektergebnisse

6.1 Randbedingungen der Abwasserwärmenutzung

Auf Basis bereits existierender mathematischer Modelle (Wanner, 2009) zur Beschreibung der Abwasserwärmenutzung wurde ein Simulationsmodell entwickelt, mit dem die Erwärmung des Abwassers und anschließende Nutzung der Abwasserwärme simuliert werden kann. Das Modell veranschaulicht die Temperaturveränderungen durch das Aufheizen und das anschließendes Wiederabkühlen sowie den Austausch mit der Umgebung. An Hand der Simulation und mittels Literaturrecherchen konnten Rahmenbedingungen abgeleitet werden, die im Folgenden aufgelistet werden:

- Größe und Querschnitt des Abwasserkanals
  Für den Einbau eines Wärmetauschers in einen vorhandenen Abwasserkanals ist ein Nenndurchmesser von mindestens 300 Millimeter erforderlich.[30] An die Form des Kanals, sowie an das Material des Kanals werden keine Anforderungen gestellt.

- Nähe zum Kanal
  Je näher ein Gebäude am Abwasserkanal liegt, desto kostengünstiger ist die Wärmegewinnung aus einer AWNA. Distanzen zwischen 100 bis 1000 Metern sind möglich.[31]

- Abwassertemperatur
  Ein ganzjähriger Temperaturschnitt von rund 10 bis 12 °C ist für eine AWN optimal.[32] Denn eine hohe Temperatur innerhalb des Abwasserkanals erlaubt einen großen Energieentzug.

- Abwassermenge [33]
  Die Energiegewinnung aus Entwässerungskanälen erfordert sowohl aus technischen als auch aus wirtschaftlichen Gründen eine Wassermenge von rund 15 Liter pro Sekunde (Tagesmittel bei Trockenwetter).

- Bau, Betrieb und Planung [34]
  Im Allgemeinen ist darauf zu achten, dass beim Bau, Betrieb und bei der Planung einer Abwasserwärmenutzungsanlage die erforderliche Kapazität des Kanalabschnitts durch den Einbau eines Wärmetauschers nicht vermindert. Ferner darf die Funktionalität des Abwasserkanals nicht beeinträchtigt werden.

---

[30] Vgl. www.abwassserwaermenutzung.com (08.09.2014)
[31] Vgl. DWA Workshop: Heizenergie aus Abwasser, Hamburg, Müller, E.A. (2013)
[32] Vgl. Heizen und Kühlen mit Abwasser- Ratgeber für Ingenieure und Planer, BWP e.V. (2005)
[33] Vgl. Energie aus Kanalabwasser- Leitfaden für Ingenieure und Planer, Buri R. /Kobel, B. (2005)
[34] Vgl. ebd.

Zudem wurden die Wärmeaustauschprozesse innerhalb eines Kanalisationsrohrs berücksichtigt. Nach Bischofsberger und Seyfried (1984) wird die Abwassertemperatur in der Kanalisation durch den Wärmeübergang vom Abwasser und den Wärmeübergang durch die Rohrwand beeinflusst (siehe Abbildung 6.1). Wanner (2004) hat die Modellansätze von Bischofsberger und Seyfried erweitert und in ein Simulationsprogramm implementiert. Mittels der Simulation konnte festgehalten werden, dass die Außentemperatur lediglich für sehr lange Fließstrecken und hohe Austauschraten der Kanalluft einen signifikanten Einfluss auf die Abwassertemperatur hat. Insgesamt konnte herauskristallisiert werden, dass die Abwassertemperatur (und Lufttemperatur) innerhalb des Kanals sich der umgebenen Bodentemperatur angleichen.

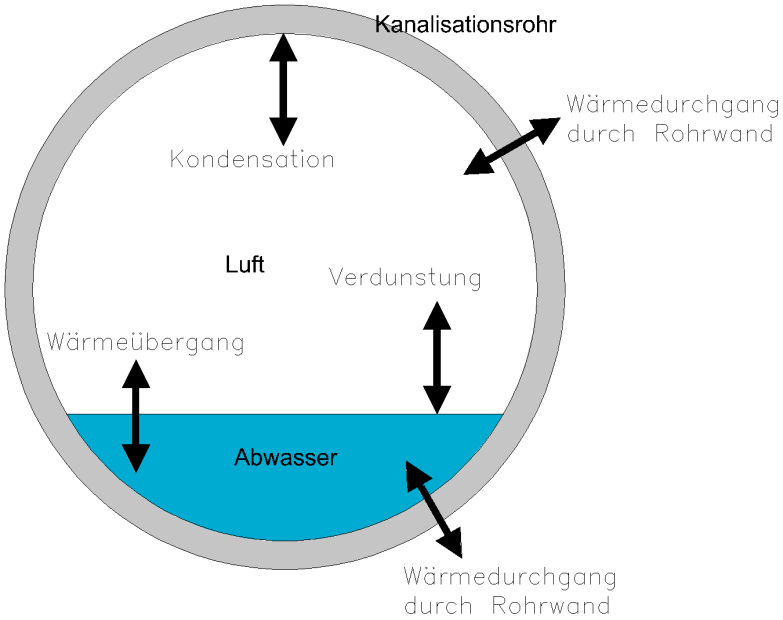


Abbildung 6.1: Wärme-Austauschprozesse im Kanalisationsrohr

Um den Einfluss des erhöhten Temperaturniveaus auf die Biokorrosion abschätzen zu können, wurden Laborversuche mit realem Abwasser (Kläranlage Duisburg-Kaßlerfeld) und Betonprobekörper durchgeführt. Ferner wurden Versuche zur Abschätzungen über die zu erwartende Geruchsbelästigung durchgeführt.

6.1.1 Nutzung von Abwasserkanälen als Nahwärmeleiter

Idee dieses Forschungsvorhabens ist es, das Abwasser eines vorhandenen Kanals aufzuheizen, und an anderer Stelle über einen Wärmetauscher die Wärme wieder zu entziehen und zu nutzen. Dem Abwasser mit Hilfe von Wärmepumpen die Wärme zu entziehen, ist bereits Stand der Technik. Neu an dem hier geplanten Ansatz ist nun, überschüssige Abwärme aus Gewerbe oder Industrie an das Abwasser abzugeben (dieses somit stärker aufzuheizen) und an anderer Stelle

die Effizienz der Abwasserwärmenutzung auf Grund der höheren Abwassertemperatur zu steigern. So verringert eine um ein Grad höhere Abwassertemperatur den Strombedarf der Wärmepumpe um 3 Prozent. Diese Reduzierung senkt die Wärmebedarfskosten und steigert die Wirtschaftlichkeit gegenüber konventionellen Systemen. Die nachstehende Abbildung 6.2 verdeutlicht die Idee des Forschungsvorhabens:

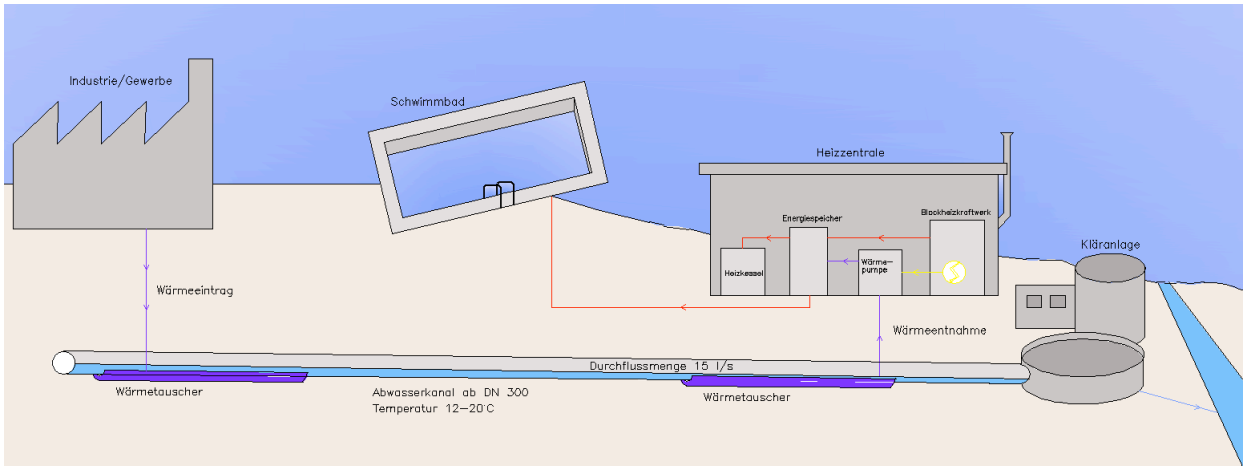


Abbildung 6.2: Schemata Abwasserwärmenutzung

6.1.2 Was ist Simulink?

Simulationen sind ein starkes Werkzeug, um Auswirkungen auf einen Prozess durch die Veränderung beeinflussender Parameter zu untersuchen, ohne eine aufwändige und kostenintensive Messkampagne durchzuführen. Die langjährige Erfahrung mit den Modellen zeigt, dass sie die Realität sehr gut darstellen können.

Zur Untersuchung der Temperaturentwicklung im Kanal vom Ort der Wärmeeintragung bis zur Entnahmestelle wurde ein Simulationsmodell in Simba-Simulink aufgebaut.

Simba-Simulink ist eine Erweiterung der Programmiersprache MatLab zur Modellierung und zum Simulieren fließender Systeme. Die Benutzeroberfläche gestattet durch übersichtliche und erkennbare Strukturen die Erstellung von grafischen Signalflussplänen, die mit Funktionsblöcken verknüpft werden. Somit bleiben dem Benutzer des Programms eine aufwendige und textorientierte Differential- und Differenzengleichungen aus. Simulink stellt eine umfangreiche Bibliothek zur Verfügung, die eine große Anzahl an vorgefertigten Funktionsblöcken enthält. Durch diese vorgefertigten Blöcke lässt sich ein schneller Einstieg in die Programmierung finden.[35]

[35] Vgl.: Matlab, Simulink, Stateflow 7.Auflage Oldenbourg Verlag

6.1.3 Beschreibung des Simulationsmodells

In den nachfolgenden Teilabschnitten werden die einzelnen Arbeitsschritte, die zur Entwicklung des Simulationsmodells notwendig waren, beschrieben.

Das komplette Modell erstreckt sich über verschiedene Blöcke. Aus systematischen Gründen wird in Abbildung 6.3 die komplette Simulation zum Überblick dargestellt und im Anschluss jeder einzelne Block eingehender erörtert.

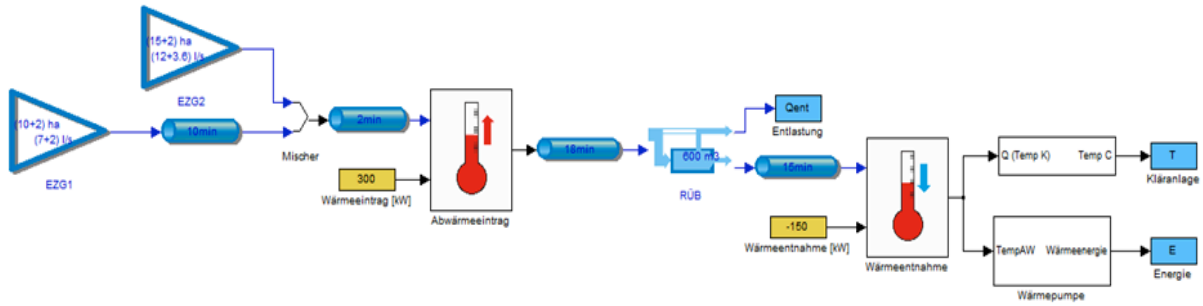


Abbildung 6.3: Simulatiosüberblick

Simulation der Einzugsgebiete

Die Blöcke der Einzugsgebiete wurden aus der Simba-Block Bibliothek „Simba-Sewer“ (Catchment) entnommen und enthalten alle notwendigen Parameter, die ein Einzugsgebiet umschreiben. Somit kann beispielsweise im Source Block (Parameterabfrage) des Einzugsgebiets eingetragen werden, wie groß das Einzugsgebiet insgesamt ist, wie die Aufteilung der undurchlässigen und durchlässigen Fläche sind und wie die Trockenwetterrate des Einzugsgebiets ist. Abbildung 6.4 veranschaulicht die Parameterabfrage der Einzugsgebiete:

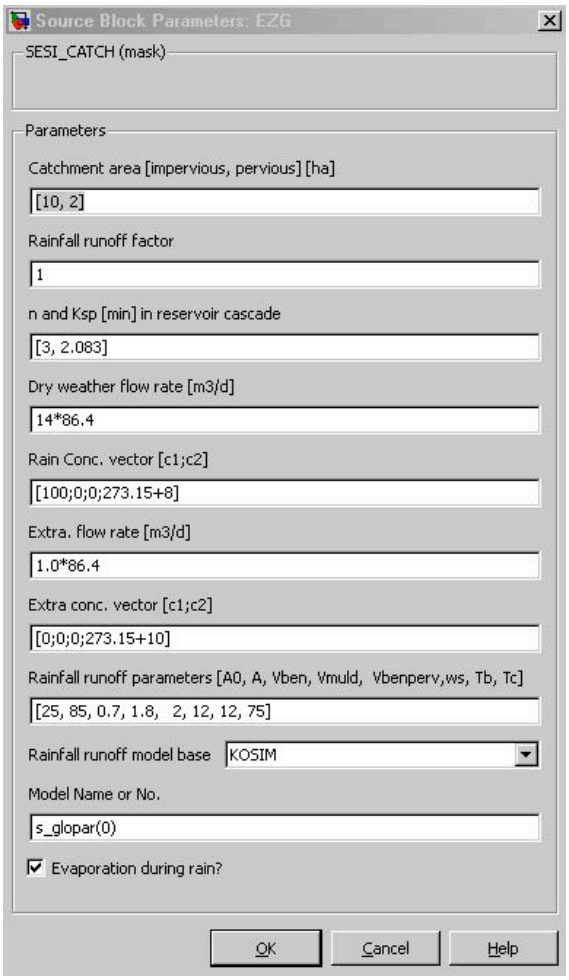


Abbildung. 6.4: Source Block Einzugsgebiet 1

Diese oben benannten Parameter werden im Unterprogramm des Blocks "Einzugsgebiet" verrechnet und werden in der nachstehenden Abbildung 6.5 abgebildet:

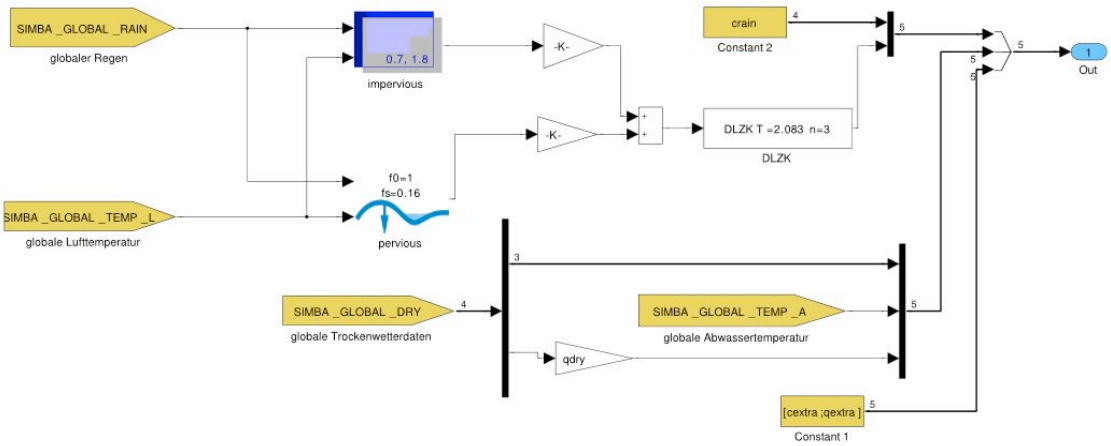


Abbildung 6.5: Block Einzugsgebiet

Über globale Eingänge werden die Daten für Trockenwetter, Temperatur für Luft und Abwasser und die Regendatei in die Blöcke „EZG 1“ und „EZG 2“ eingelesen und an weitere Blöcke weitergegeben. Innerhalb des gesamten Unterblocks werden die in den Source Block eingegebenen Parameter verrechnet und über ein Output“ in den nachstehenden Block „Kanal 1“ ausgelesen. Es werden fünf Werte weitergeleitet. Zum einen der chemische Sauerstoffbedarf (COD), der organisch gebundene Stickstoff (TKN), Phosphor (P), die Abwassertemperatur (temp) und die Durchflussmenge (Q). Für die weitere Simulation werden lediglich die Abwassertemperatur und die Durchflussmenge von Bedeutung sein, so dass die anderen Werte nicht weitergehend betrachtet werden.

Simulation Wärmeeintrag

Die Daten des Einzugsgebietes fließen über simulierte Kanäle in den Block Abwärmeeintrag ein. Mittels eines Converters weiter die Daten verarbeitet. Für diese Berechnung wird die Datei „heatsource“ aufgerufen, die in der folgenden Abbildung 6.6 abgebildet wird:

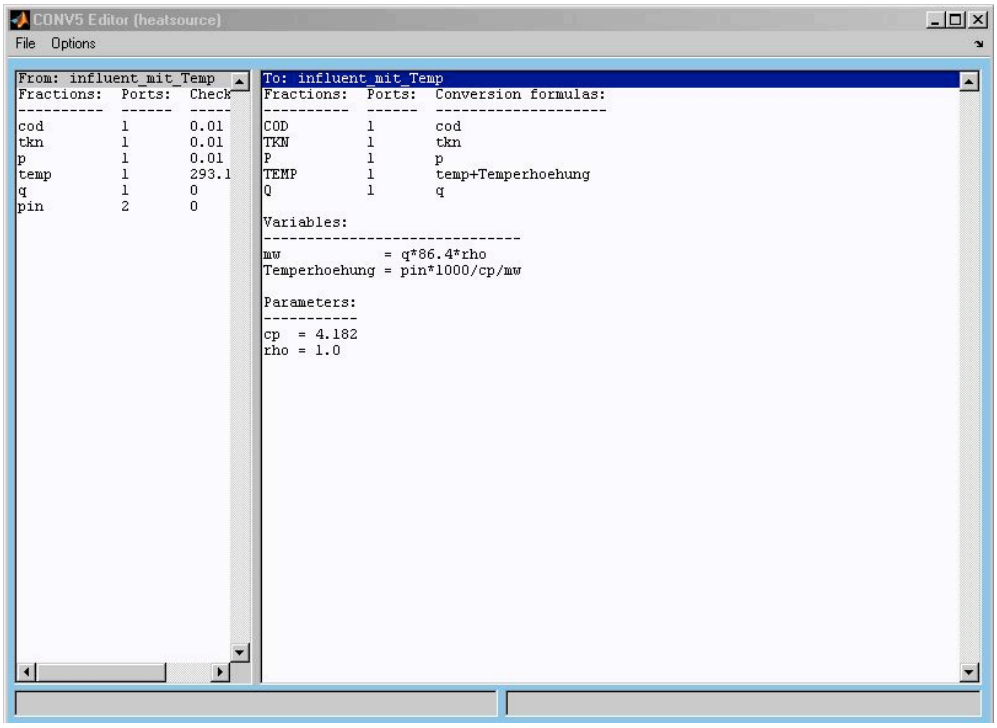


Abbildung 6.6: Wärmeeintrag

Ein zusätzlicher Wärmeintrag führt zur Temperaturerhöhung des Abwassers.

Die Abbildung 6.6 veranschaulicht die Verarbeitung der einzelnen Parameter. COD, TKN, P und Q werden lediglich ohne jeglichen Veränderungen weitergeleitet. Die Abwassertemperatur (temp) dahingegen wird mittels der oben beschriebenen Temperaturerhöhung verändert.

Simulation des Wärmeentnahme

Sind die Daten über einen weiteren Kanalabschnitt und über ein Regenüberlaufbecken in den letzten Block übergegangen, so befinden sich diese in der Wärmeentnahme. Hier wird dem Abwasser die Wärmeenergie entnommen. Wie im Block Wärmetauscher wird der Block aufgebaut, lediglich ein Vorzeichenwechsel in sorgt für die Wärmeentnahme.

6.1.4 Ergebnisse des Simulationsmodells

Im Rahmen des Projektes konnte am Beispiel des Nordwestbads in Bochum gezeigt werden, dass schon eine Erwärmung des Abwassers um 3 °C wirtschaftlich sein kann. Ferner konnte das Simulationsmodell veranschaulichen, dass mittels der Erwärmung des Abwasser sich eine deutliche Einsparung von CO_2 wiederspiegeln lässt.

Abbildung 6.7 veranschaulicht die Ergebnisse des Simulationsmodells am Beispiel des Nordwestbads in Bochum im Detail:

Jährlicher thermischer Energiebedarf [MWh/a]	2.450
Elektrische Leistung der Wärmepumpe [kW]	46
Thermische Energie durch Wärmepumpe ohne Aufwärmen [MWh/a]	1.735
Abwärme aus 3 km oberhalb liegendem Industriegebiet [kW]	250
Thermische Energie durch Wärmepumpe mit Erwärmung des Abwassers um 3° [MWh/a]	2.000
Differenz die durch alternative Wärmequelle produziert werden muss [MWh/a]	265
Jährliche monetäre Einsparung bei einem Gaspreis vom 55 €/MWh	**14.575**
Jährliche CO_2-Einsparungen bei 0,2 kgCO_2 pro kWh [t]	**53**

Abbildung 6.7: Ergebnisse des Modelldurchlaufs

Allgemein kann mit Hilfe des Simulationsmodells festgehalten werden, dass das Abwassernetz mittlere Strecken bis rund 10 [km] Wärme transportieren kann. Problematisch bzw. unwirtschaftlich werden längere Strecken, da hierbei die Verlustrate der Wärme zu hoch wird. Zusammenfassend lässt sich jedoch erkennen, dass schon geringe Temperaturerhöhungen innerhalb des Abwassernetz zu erheblichen Kosten und CO_2-Einsparungen führen kann.

Erläuterung der beeinflussenden Parameter

Die Simulation veranschaulicht wie Wärme über das Abwasser transportiert werden kann. Mit Hilfe der Emschergenossenschaft konnten reale Datensätze für die Abwasserwärme und die Kanalluft abgebildet werden. Über die Source-Blöcke (Parameterabfragen) können zudem unterschiedliche Szenarien durchlaufen werden, d.h. es können unterschiedliche Kanaldurchmesser und unterschiedliche Längen simuliert werden. An Hand dieser Szenarien und den recherchierten Literaturwerten sind die Forschungsergebnisse zusammengetragen worden.

6.1.5 Beschreibung und Vorgehensweise der Laborversuche

Im Rahmen des Forschungsprojekts erfolgte die Betreuung und Auswertung eines Laborversuches in der Versuchshalle des Institutes für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft der Universität Duisburg-Essen zur Abwasserwärmenutzungstechnik. Das Ziel des Versuches ist die Untersuchung temperierter Abwässer als Einflussfaktor auf biokorrosive Vorgänge und mögliche Schädigungen in Betonkanälen.

Die Versuchsanlage zur Abwasserwärmenutzung besteht insgesamt aus zwei Anlagensystemen, die jeweils den Abwasserdurchfluss im Kanal simulieren. Ein System transportiert Abwasser mit üblichen Abwassertemperaturen. Diese Anlage wird als AWN-Anlage 1 bezeichnet. Die zweite Versuchsanlage transportiert temperiertes Abwasser und wird mit AWN-Anlage 2 bezeichnet.

Als Hauptkomponente der AWN-Anlage ist jeweils ein Becken aus Edelstahl installiert. Die Ausmaße des Beckens betragen in der Länge 900 [mm] und in der Breite 500 [mm]. Das Becken läuft zum einen Ende konisch zu. Für den Zulauf zum Becken und den Ab- bzw. Überlauf ist an den kurzen Seitenwänden jeweils ein Loch integriert. Um bei Bedarf eine vollständige Ableitung des Wassers zu ermöglichen, befindet sich am Boden des Beckens eine weitere schmalere Öffnung. Über einen angebrachten Kunststoffschlauch kann das Wasser dem Kreislauf mittels Verschlussventil vollständig entnommen werden. Im Deckel des Behälters sind drei Löcher für die Einrichtung von Messsensoren integriert.

Am Boden des Beckens befinden sich neun bolzenartige Vorrichtungen zum Anbringen von Betonprüfkörpern. Die Prüfkörper sind zylindrisch geformt und haben einen Durchmesser von jeweils 60 [mm] und sind 150 [mm] hoch. Die Probekörper sind im Becken in drei Reihen mit je drei Prüfkörpern angeordnet. Die folgende Abbildung 6.8 zeigt das Hauptbecken sowie vier Probekörper.

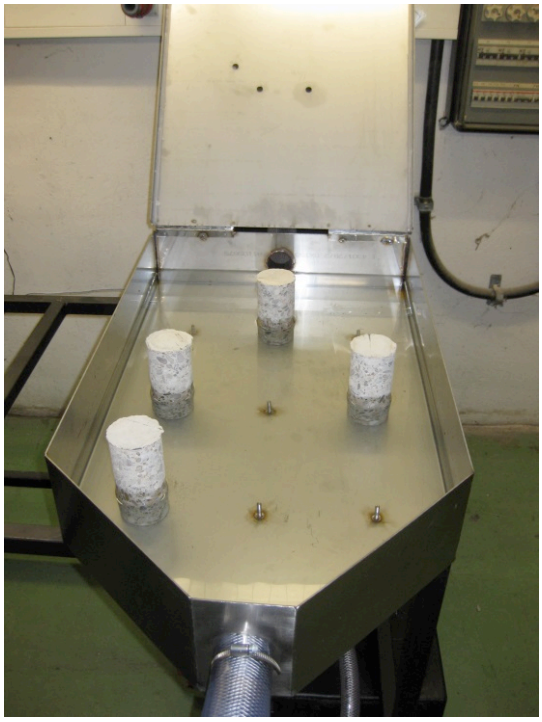


Abbildung 6.8: Hauptbecken mit Betonprüfkörper[36]

Auf gleicher Höhebefindet sich ein weiteres Edelstahlbecken, welches dem Hauptbecken vorgeschaltet ist. Dieses Vorlaufbecken wird über Niveausensoren gesteuert, die die Höhe des Abwasserstandes im Behälter sowohl messen als auch kontrollieren und die Versorgung des Vorlaufbeckens mit Abwasser regulieren. Aus dem Vorlaufbecken läuft das Abwasser über eine kurze Schlauchverbindung durch die Zulauföffnung des Hauptbeckens in selbiges. Damit das Abwasser im Kreislauf geführt werden kann, wird die Anlage mit Hilfe einer Pumpe zur Wasserförderung betrieben. Die Pumpe leitet das Abwasser bedarfsmäßig in das Vorlaufbecken.

Neben der Pumpe ist unter dem Hauptbecken ein Kunststoffbehälter angebracht, der als Zwischenspeicher fungiert. Der Zwischenspeicher befindet sich im Kreislauf hinter dem Hauptbecken und vor der Pumpe. Über den Überlauf des Hauptbeckens läuft das Abwasser durch einen weiteren Schlauch in den Zwischenbehälter. Der Schlauch wird über eine große Öffnung, mittig an der Decke des Behälters eingeleitet. Durch diese Öffnung wird ebenfalls ein Mixer eingeführt. Dieser sorgt für die ständige Zirkulation des Wassers und verhindert das Absetzen von Feststoffen. Im unteren Teil des Behälters befindet sich an der Seite eine weitere Öffnung. Durch diese gelangt das Abwasser zur Pumpe und wird von da aus weiter geführt. Der Kreislauf des Abwassers ist somit geschlossen. Der Versuchsaufbau mit allen Anlagenteilen ist den unten stehenden Abbildungen zu entnehmen. Abbildung 6.9 und 6.10 stellt den schematischen Aufbau mit den Abmessungen in der Draufsicht und Seitensicht dar.

[36] Vgl. Aufbau und Betrieb einer Versuchsanlage zur Untersuchung der Auswirkungen temperierter Abwässer auf Betonkanäle, Sturm, 2012

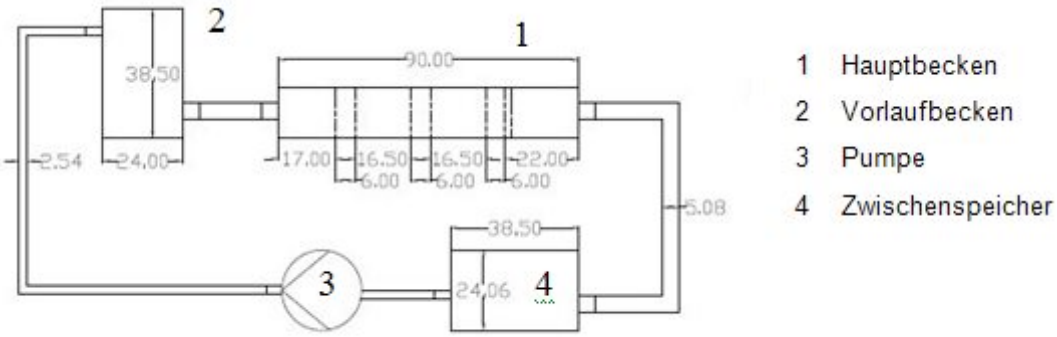


Abbildung 6.9: *Versuchsaufbau Seitensicht*[37]

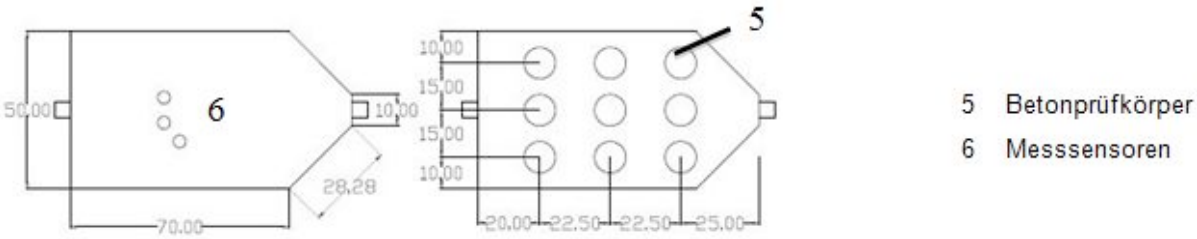


Abbildung 6.10: Hauptbecken Draufsicht[38]

Im Hauptbecken sind drei Sensoren angebracht. Die gewonnenen Messdaten für Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit werden über eine Kabelverbindung mit Hilfe des Messmoduls ProfiLux 3 eX gesammelt und gespeichert. Die Werte werden über ein integriertes Display am Gerät angezeigt. Des Weiteren sind die Niveausensoren für den Wasserstand im Vorlaufbecken an dieses Messmodul angeschlossen. Das Messmodul ist mittels PAB-Kabel an die integrierte Steckdosenleiste ProfiLux Powerbar 6D- D- PAB angeschlossen. Diese Leiste ist für die Steuerung der Pumpenfunktion zuständig. An eine der Steckdosenöffnungen ist der Netzstecker der Wasserpumpe angeschlossen. Der Betrieb dieses Steckdosenanschlusses wird gesondert programmiert und durch die Niveausensoren gesteuert. Sensoren, Steckdosenleiste sowie Messmodul stammen vom Hersteller GHL Advanced Technology GmbH & Co. KG.

Die beiden Anlagen unterscheiden sich geringfügig im Aufbau. Bei AWN-Anlage 2 sind sowohl das Hauptbecken als auch der Zwischenspeicher mit circa 50 [mm] dickem Dämmmaterial (Polystryol) ummantelt. In diesem Fall funktioniert der Zwischenspeicher als Aufheizbecken. AWN-Anlage 1 ist vollständig in einem Kühlraum mit einem Temperaturniveau von 3 bis 4 °C untergebracht.

[37] Vgl. ebd.
[38] Vgl. Aufbau und Betrieb einer Versuchsanlage zur Untersuchung der Auswirkungen temperierter Abwässer auf Betonkanäle, Sturm, 2012

Zusammengefasst ergibt sich für beide Systeme folgender Versuchsablauf. Der Pumpenbetrieb sorgt durch Steuerung durch das Messmodul für die Abwasserförderung. Wird der angeschlossene untere Niveausensor im Vorlaufbecken aktiviert schaltet sich die Pumpe ein. Das Abwasser wird vom Zwischenbehälter in das Vorlaufbecken hinauf geleitet. Dies geschieht solange bis der zweite obere Niveausensor aktiviert wird und sich die Pumpe ausschaltet. Aus dem Vorlaufbecken läuft das bereitstehende Abwasser anschließend über den Zulauf in das Hauptbecken. Das Wasser fließt durch das Hauptbecken. Durch den Überlauf am Ende des Beckens gelangt das Abwasser schließlich wieder in den Zwischenspeicher. Im Hauptbecken liegt im Laufe des Versuches eine dauerhafter Mindestwasserstand von etwa 550 [mm] (Unterkante Höhe Überlauf) vor. Der Zwischenspeicher füllt sich auf diese Weise wieder mit Wasser und der Kreislauf beginnt von vorne. Währenddessen werden die Daten der Messsensoren fortlaufend erhoben. Dies geschieht in Intervallen von zehn Minuten.

Versuchsparameter

Die Versuchsanlage wird durch drei Messsensoren fortlaufend überprüft. Gemessen werden die Temperatur, der pH-Wert sowie die elektrische Leitfähigkeit des Abwassers. Die Daten werden mit den Sensoren im Hauptbecken erfasst und lassen sich über das Messmodul auslesen. Sie werden über einen Zeitraum von drei Monaten in einem zehnminütigen Intervall erfasst.

- Temperatur

  Die Temperatur ist der Auslöser korrosiver Vorgänge und aus diesem Grund im Besonderen zu überprüfen. Die AWN-Anlage 1 soll während der dreimonatigen Versuchsphase normal temperiertes Wasser führen. Die im Abwasserkanal vorherrschenden Temperaturen liegen für gewöhnlich zwischen 10 und 15 °C.[39] AWN-Anlage 2 enthält temperiertes Abwasser. Die Temperaturen sollen bei mindestens 25 °C liegen.

- pH-Wert

  Der pH-Wert ist „ein Maß für die Konzentration an Säure (pH < 7) und Base (pH > 7). Ein pH-Wert von 7 gilt als neutral.[40] Die an der biogenen Schwefelsäurekorrosion beteiligten Mikroorganismen bevorzugen vornehmlich den sauren Bereich. Der pH-Wert gibt Auskunft über deren Aktivität im Kanalscheitel und ist auschlaggebend für die Ausgasung des flüssigen Schwefelwasserstoffes in den Kanalraum. Da die Messung des pH-Wertes in der Flüssigphase stattfindet wird die Analyse dies bezüglich auch nur hier vorgenommen. Besondere Bedeutung für die Ausgasung habenWerte in saurem Bereich (pH ≤ 7). Der Verlauf des pH-Wertes ist bezüglich der Bildung flüssigen Schwefelwasserstoffes und des Ausgasungspotentials zu bewerten.

[39] Vgl. DWA, 2009
[40] Vgl. Institut für Umweltverfahrenstechnik Bremen, (2014)

- Elektrische Leitfähigkeit

  Die elektrische Leitfähigkeit des Abwassers gibt Aufschluss über die Fähigkeit elektrischen Strom zu leiten. Diese Fähigkeit wird von der Konzentration der geladenen Teilchen bestimmt. Die Teilchenkonzentration wird als Summenparameter für den Salzgehalt angegeben[41]. Hauptsächlich handelt es sich bei den Salzen um die positiv geladenen Kationen Calcium und Magnesium und die negativ geladenen Anionen wie Hydrogencarbonate, Sulfate und Chloride.[42]

  Durch den Summenparameter lässt sich eine rein quantitative Aussage über die Salze treffen. Spezifisch lassen sich die Teilchen nicht ermitteln. Die Ionen bestimmen die elektrische Leitfähigkeit sowohl in ihrer Anzahl als auch in ihrer Beweglichkeit. Diese Beweglichkeit ist abhängig von der Temperatur. Aus diesem Grund müssen die aufgezeichneten Werte auf eine Referenztemperatur umgerechnet werden. Diese Temperatur beträgt üblicherweise 25 °C.[43] Durch Umrechnung auf den Referenzwert können die Werte aus AWN-Anlage 1 und 2 ohne den Einfluss der Beweglichkeit unmittelbar in Bezug auf den Salzgehalt verglichen werden. Für die Umrechnung auf die elektrische Leitfähigkeit bei der Referenztemperatur wird folgende Formel benötigt:[44]

$$\kappa_{25°C} = \frac{\kappa_T}{1 + \frac{\alpha_{25}}{100} \times (T - 25)}$$

mit κ_T: gemessene Leitfähigkeit

α_{25}: Temperaturkoeffizient (beträgt bei natürlichen Wässern etwa 2 %/°C)

T: gemessene Temperatur

Die elektrische Leitfähigkeit wird üblicherweise in der Einheit Milli-Siemens pro [cm] (mS/cm) bei Salzwasser oder in der Einheit Micro-Siemens pro [cm] (µS/cm) bei Süßwasser angegeben. Der übliche Wert für Trinkwasser liegt bei etwa 0,1 bis 1 [mS/cm], Meerwasser kann Werte bis zu 5 [mS/cm] haben.[45] Abwasser kann eine Leitfähigkeit zwischen 0,5 bis 10 [mS/cm] aufweisen.[46]

[41] Vgl. Institut für Umweltverfahrenstechnik Bremen, (2014)
[42] Vgl. Bertelmann, (2014)
[43] Vgl. Institut für Umweltverfahrenstechnik Bremen, (2014)
[44] Vgl. AquaCare GmbH, (2014)
[45] Vgl. Aquamax, (2014)
[46] Vgl. Hamilton Messtechnik GmbH, (2014)

Nachweis von Mikroorganismen mittels Fluoreszenz in situ Hybridisierung

Die Fluoreszenz in situ Hybridisierung (FisH-Analyse) ist ein molekularbiologisches Verfahren mit dem sich die Anwesenheit von Mikroorganismen nachweisen lässt. Der Nachweis erfolgt durch die Markierung der Bakterien. Der Marker ist zum Beispiel ein Fluoreszenzfarbstoff. Der Hauptvorgang dieser Analyse ist die Hybridisierung. Bei der Hybridisierung werden einzelsträngige Nucleinsäuren zu einem Doppelstrang reassoziiert.[47] Bei der Hybridisierung wird auf die ribosomale RNA gezielt (rRNA). Ribosomen sind in allen Zellen zu finden und sorgen für die Proteinbiosynthese, also die Proteinherstellung. Die Abfolge von Oligonukleotiden ist für bestimmte Arten oder Gruppen von Mikroorganismen einzigartig. Dadurch sind diese sichtbar zu machen und lassen sich mit Hilfe der rRNA phylogenetisch in die Domänen Archäen, Bakterien und Eukaryoten einteilen. Ribosomale RNA eignet sich unter anderem gut für den Nachweis von Bakterien weil sie häufig vorkommt (bis zu 20.000 Kopien). Ribosomen sind in ihrem Aufbau in eine kleine und große Untereinheit aufgeteilt. Diese Untereinheiten unterscheiden sich in ihrer rRNA. Es liegt 16S (kleine Untereinheit) und 23S rRNA (große Untereinheit) vor. Die Zahl der Nukleotide liegt bei 1.500 bzw. 2.900. Es ergeben sich also genügend Informationen in beiden rRNAs, die 16S rRNA ist jedoch technisch einfacher zu behandeln und ist deshalb die am häufigsten genutzte Zielsequenz.[48]

Für die eigentliche Hybridisierung werden RNA-Sonden benötigt. Diese reassoziieren mit den vorliegenden Einzelsträngen der rRNA der Mikroorganismen. Die Sonden bestehen aus bestimmten Oligonukleotiden, die in der Abfolge von der phylogenetischen Zielgruppe, also den gesuchten Organismen, abhängen. Liegen die Oligonukleotide der rRNA-Zielsequenz als Komplementär zu der entsprechend der RNA-Sonden vor, bildet sich ein Hybrid. Die verwendeten Sonden sind an einen Fluoreszenzmarker gekoppelt. So können die Hybride unter dem Mikroskop sichtbar gemacht werden.

Das Verfahren der Fluoreszenz in situ Hybridisierung erfordert mehrere Arbeitsschritte. Zusammengefasst ergeben sich für die Analyse folgende Schritte:

1. Probennahme
2. Stabilisierung bzw. Fixierung der Morphologie der Zellen
3. Permeabilisierung der Zellen
4. Hybridisierung mit fluoreszenzmarkierter Sonde
5. Ausbringen nichtgebundener Sonden durch Waschen des Materials
6. Mikroskopische Untersuchung[49] [50]

---

[47] Vgl. Hybridisierungen, Hoff et al, (2007)
[48] Vgl. Neue Ansätze zur Beschreibung biologischer Systeme in Abwasser- und Abfallbehandlungsanlagen: Methoden und Anwendungen, Denecke, (2007)
[49] Vgl. ebd.
[50] Vgl. Hygienisch-Mokrobiologosche Wasseruntersuchung in der Praxis, Feuerpfeil et Botzenhart, (2008)

Anhand der durchgeführten Untersuchung werden die Arbeitsschritte der FisH-Analysenachstehend in groben Zügen erläutert.

Zunächst erfolgt die Probennahme. Die Proben werden an dem entstandenen Biofilm der Betonprüfkörper entnommen. Es folgt die Fixierung des Probenmaterials. Als Fixativ wird Ethanol (96 Prozent) verwendet. Ethanol bewirkt einen Wasserentzug des Materials und beendet die Aktivität der Zellen. Die Einwirkzeit für die Fixierung liegt bei mindestens 4 Stunden.

Die Analyse wird für jeweils einen Prüfkörper aus AWN-Anlage 1 und 2 durchgeführt. Die Probeentnahme erfolgt an drei Bereichen des Probekörpers. Untersucht wird der Biofilm in der wässrigen Phase, in der Gasphase sowie in der Grenzschicht von Wasser- zu Gasphase, also am Wasserspiegel. Es ergeben sich für zwei Probekörper pro Entnahme sechs fixierte Proben. In diesem Fall werden die Proben nach der Fixierung 24 Stunden kühl gelagert.

Nachdem die Proben fixiert worden sind werden sie jeweils auf Slides aufgetragen. Zur verbesserten Entwässerung der Zellen werden sie in Ethanolbäder gegeben. Anschließend erfolgt die Trocknung im Ofen.

Es folgt die Hybridisierung. Der Hybridisierungsvorgang setzt sich aus mehreren Arbeitsschritten zusammen. Ein Teil der Hybridisierung ist die Permeabilisierung der Zellen. Bei der Permeabilisierung wird die Zellwand porös bzw. durchlässig gemacht. Somit können Stoffe in die Zelle gelangen. Dies ist für den anschließenden Hybridisierungsvorgang notwendig.[51] Für die Permeabilisierung wird ein Detergenz benötigt, welches zum Zellaufschluss führt.[52]

In diesem Fall ist das Detergenz SDS (10 Prozent). Es befindet sich im Hybridisierungspuffer. Dieser Puffer ist in Abhängigkeit von der gewählten Sonde herzustellen. Die Puffer werden jeweils in 50 ml Tubes angemischt.

Ein kleiner Teil des hergestellten Puffers wird zunächst zur der in einem Cap lagernden Sonde gegeben. Mit diesem Schritt muss darauf geachtet werden Lichtstrahlung zu vermeiden. Die Sonden sind mit Fluoreszenzfarbstoffen versehen, die bei Strahlung an Fluoreszenzstärke also Lichtabgabe, verlieren. Das angefertigte Gemisch wird nun zu den getrockneten Proben auf die Slides gegeben. Die Slides werden anschließend zu dem restlichen Puffer in den 50 ml-Tube auf einen Papierstreifen gelegt. Die Tubes kommen schließlich bei 46 °C für 48 Stunden waagerecht in ein Wasserbad. In Abbildung 32 sind die Tubes mitsamt Hybridisierungspuffer und den enthaltenen Slides zu sehen.

In diesem Fall wird versucht einen Nachweis von Sulfatreduzierern und Schwefeloxidierern zu erbringen. Hierfür werden dementsprechende Sonden verwendet. Die Sonde für Schwefeloxidier erzielt ab auf das Bakterium Acidithiobacillus thiooxidans und hat die Bezeichnung ATT0223.

---

[51] Vgl. Neue Ansätze zur Beschreibung biologischer Systeme in Abwasser- und Abfallbehandlungsanlagen: Methoden und Anwendungen, Denecke, (2007)
[52] Vgl. AppliChem GmbH, (2014)

Die Ziel-RNA ist die 16S rRNA. Die Länge der Sonde liegt bei18 Oligonukleotiden. Die Sonde für Sulfatreduziererhat die Bezeichnung SRB385. Sie weist laut Beschreibung die meisten Bakterien der Unterordnung Desulfovibrionales nach. Auch in diesem Fall ist das Ziel die 16S rRNA. Die Länge der Sonde liegt ebenfalls bei 18 Nukleotiden. Beide Sonden wurden für die Untersuchung mit der FisH getestet.[53] Deran die Sonden gekoppelte Fluoreszenzfarbstoff ist Indocarbocyanin (Cy3). Cy3 absorbiert grünes Licht mit einer Wellenlänge von 580 [nm] und strahlt unter gelbem Licht bei 580 [nm].[54] Die spezifisch gebundene rRNA ist im Mikroskop also bei gelbem Licht sichtbar.

Nach der Hybridisierung erfolgt das Waschen der Proben. Beim Waschvorgang werden die nicht gebundenen Sonden jeweils vom Slide entfernt. Für diesen Vorgang wird ein weiterer Puffer hergestellt. Die Inhaltstoffe des Waschpuffers sind von der Sonde abhängig und werden genau wie der Hybridisierungspuffer in 50 ml Tubes hergestellt. Für den Waschvorgang wird der Slide jeweils in einen Tube mit Waschpuffer gegeben und dann für 15 Minuten in ein Wasserbad mit 48°C gegeben. Nach einem anschließenden Bad in destilliertem Wasser erfolgt die erneute Trocknung der Slides im Ofen.

Im nächsten Schritt wird die gesamte DNA mit dem Farbstoff DAPI (4,6-Diamid-2-Phenylidol Dyhydrochlorid) gefärbt. DAPI markiert einen Großteil der Zellen und lässt so Rückschluss auf die Gesamtzahl der Zellen zu. Es absorbiert Licht im Wellenlängenbereich um 365 [nm] und erstrahlt bei maximal 420 [nm]. Dies ist der Bereich für blaues Licht.[55]

Nach dem Auftragen und zehnminütigem Einwirken des Farbstoffes auf den Slides werden diese nochmals mit Reinstwasser gewaschen und getrocknet. Im letzten Schritt erfolgt schließlich das Auftragen von Citifluor. Citifluor dient als Schutz für die gefärbten Moleküle.

Nach Aufbringen der Deckgläser erfolgt die mikroskopische Untersuchung der Slides.

6.1.6 Ergebnisse aus den Laborversuchen

Mittels der Laboruntersuchungen konnte festgestellt werden, dass die Abwassertemperatur nicht über 18 °C aus Korrosionsgründen ansteigen sollte. Die FisH-Analyse wurde bei Prüfkörpern aus beiden Rektoren und in allen Schichten durchgeführt. Es konnten bei einer Abwassertemperatur von 12 °C und 17 bis 19 °C in keiner Schicht der Analyse, Bakterien nachgewiesen werden, die bei der Umwandlung von Sulfat in Schwefelwasserstoff beteiligt waren. Bei Abwassertemperaturen von 26 bis 28 °C wurden Bakterien der Gattungen Desulfovibrionaceae, Desulfomicrobiaceae, Desulfohalobiaceae nachgewiesen.

---

[53] Vgl. Department für Mikrobielle Ökologie der Universität Wien, (2014)

[54] Vgl. Neue Ansätze zur Beschreibung biologischer Systeme in Abwasser- und Abfallbehandlungsanlagen: Methoden und Anwendungen, Denecke, (2007)

[55] Vgl. Neue Ansätze zur Beschreibung biologischer Systeme in Abwasser- und Abfallbehandlungsanlagen: Methoden und Anwendungen, Denecke, (2007)

6.1.7 Zusammenfassung und Ausblick

Die Nutzung von Abwasserkanälen als Nahwärmeleiter ist eine Alternative zu den herkömmlichen Fernwärmeleitungen. Mittels des Simulationsmodells und der Laborversuche konnten folgende Ergebnisse beobachtet werden:

- Abwassertemperatur sollte aus Korrosionsgründen nicht über 18 °C ansteigen
- Anstatt eines gleichmäßigen Wärmeeintrags über das Jahr ist ein geregelter Eintrag sinnvoll, so dass ein konstante Abwassertemperatur gehalten werden kann
- Über das Abwassernetz kann über mittlere Strecken (< 10 km) Wärme transportiert werden
- Längere Strecken sind aufgrund der Verluste im Kanal wohl eher unwirtschaftlich
- Schon Temperaturerhöhungen um wenige °C können zu erheblichen Kosten- & CO_2-Einsparungen führen
- Rechtliche Aspekte sind komplex und müssen zwischen den Beteiligen vertraglich geregelt werden

Mit Hilfe der Forschungsprojektes konnte festgestellt werden, dass Abwasserkanäle effizient Energie weitertransportieren können und sich als Nahwärmeleitung unter bestimmten Randbedingungen eignen.

6.2 Erfahrungen und Ergebnisse aus dem Zisternen-Feldversuch

Durch den Betrieb der Anlagen über einen Zeitraum von über einem Jahr konnte gezeigt werden, dass sowohl die Auswertung der Niederschlagsprognosen, Kommunikation des zentralen Rechners mit den im EZG verteilten Zisternen, als auch die verwendete technische Erweiterung zur „intelligenten“ Zisternen robust und ohne gravierende Komplikationen funktionierten. Auch wenn keine der Anlagen gänzlich ohne Ausfälle lief, waren die Ursachen für die Ausfälle schnell gefunden und basierten nicht auf einer Fehlfunktion der Komponenten. Neben Stromausfällen, versehentlichem Entfernen der Stromzufuhr, nichtbeachten der Intervalle zum Auslesen der Betriebsdaten waren sämtliche Ausfälle auf menschliche Fehler oder Naturphänomene zurückzuführen.

Zu Beginn der Feldstudie gestaltete es sich schwierig freiwillige Teilnehmer für dieses Vorhaben zu finden. Trotz der Zusage einer Kostenübernahme der Einbaukosten waren nur wenige Personen davon zu überzeugen, eine Zisterne in ihren Garten bauen zu lassen. Letztendlich und mit dem Wissen, dass diese Aussage nicht repräsentativ ist, ist es dennoch bezeichnend, dass sämtliche Teilnehmer nach Beendigung des Projektes absolut positiv den Zisternen gegenüber standen. Dies ging so weit, dass sie, motiviert durch den Gedanken Wasser und Geld zu sparen sich regelrecht freuten, wenn die Zisterne nach einem Regenereignis voll war und dieses Wasser mit gutem Gewissen zur Gartenbewässerung, Auto waschen oder für die Toilettenspülung nutzten.

Jedoch ließ sich bereits im Laufe des Feldversuchs das erahnen, was die statistische Auswertung der Niederschlagsprognosen im Nachhinein bestätigte. Viele Tage, an denen starke Niederschläge prognostiziert wurden, verliefen trocken, bzw. teilweise regnete es stark wenn kein starker Niederschlag vorhergesagt wurde. Somit ergab sich bereits im Rahmen des Feldversuchs die subjektive Meinung, dass die Leistung der intelligenten Zisternen, Starkniederschlagsabflüsse abzufangen, durch die relativ schwache Vorhersagegenauigkeit negativ beeinflusst wird. Hierauf wird im Kapitel 6.3 näher eingegangen.

Dennoch wurden im Feldversuch die Ergebnisse der Simulation erstaunlich übereinstimmend bestätigt. Abbildung 6.11 zeigt einen relativ optimalen Verlauf der Füllstandskurve einer dynamischen Zisterne. Die Zisterne ist zunächst nahezu voll gefüllt. Wäre dies eine konventionelle Zisterne und es würde regnen, dann fließt das gesamte anfallende Niederschlagswasser direkt in den Kanal. Die „intelligente“ Zisterne hingegen erhält um 00:00 Uhr jedoch, vom zentralen Rechner das Signal, dass es in den nächsten 24 Stunden stark regnen wird. Die ankommende SMS wird daraufhin verarbeitet, die Pumpe wird aktiviert und das Zisternenvolumen wird ins Kanalnetz entlastet. Ist der voreingestellte Grenzwert, der hier auf 25 % des gesamten Speichervolumens eingestellt ist erreicht, wird die Pumpe wieder deaktiviert. Gegen 17:30 Uhr desselben Tages tritt dann das vorausgesagt Niederschlagsereignis auf. Das über das Dach des Hauses gesammelte Niederschlagswasser gelangt in die geleerte Zisterne und wird dort gespeichert. Das Regenwasser gelangt somit nicht in den Kanal und der Kanal wird dadurch um das gespeicherte Niederschlagsvolumen entlastet. Es ist zu erkennen, dass die blaue Wasserstandskurve unterhalb der Grenze zur Vollfüllung ihren Verlauf horizontal weiterführt. Dies bedeutet, dass das gesamte angefallene Regenwasser in der Zisterne gespeichert werden konnte.

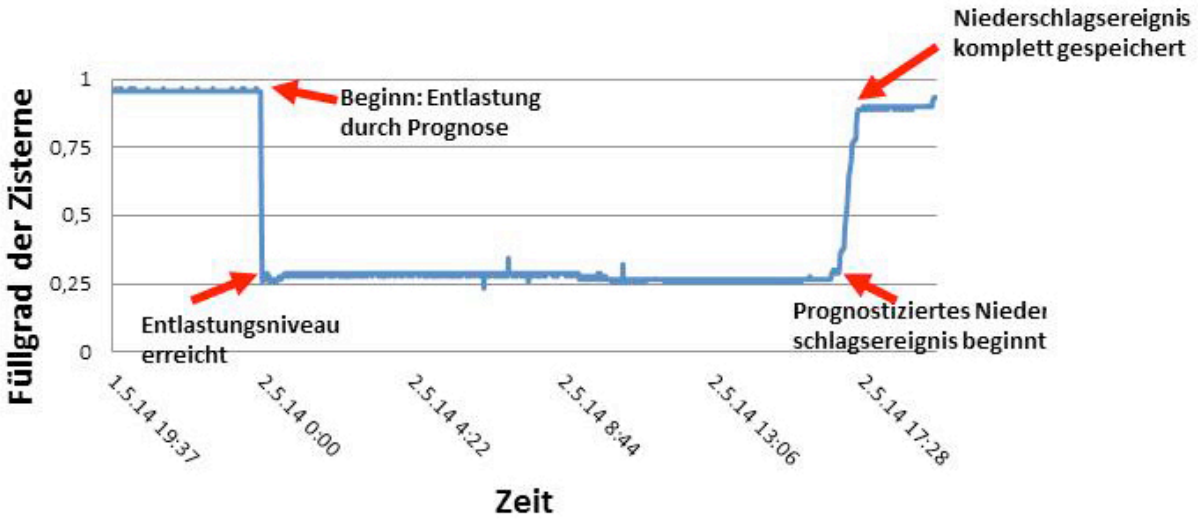


Abbildung 6.11: Optimaler Verlauf des Zisternenfüllstandes einer "intelligenten" Zisterne

Der in Abbildung 6.11 dargestellte Verlauf stellt ein Optimum dar, das sowohl zur Befriedigung des Zisternenbesitzers als auch des Kanalnetzbetreibers führt und somit möglichst häufig erzielt werden sollte. Dies wird aber nur erreicht, wenn die Prognose möglichst gut den realen Niederschlag vorhersagt. Sagt die Prognose jedoch einen höheren Niederschlag voraus, als dann tatsächlich auftritt, ist die Zisternen nach dem Regenereignis nicht mehr komplett gefüllt und dem Haushalt steht nur noch weniger Brauchwasser zur eigenen Verfügung bereit. Der umgekehrte Fall ist in Abbildung 6.12 dargestellt. Hier wurde für eine Zisterne nur ein Niederschlag von 5 mm/d vorausgesagt. Auf Basis dieser Information entleerte sich die Zisterne nur auf 80 %. Der nachfolgende Niederschlag überstieg die 5 mm/d deutlich und führte dazu, dass nur ein Teil des gefallenen Niederschlags gespeichert werden konnte und das Gros direkt in den Kanal weitergeleitet wurde.

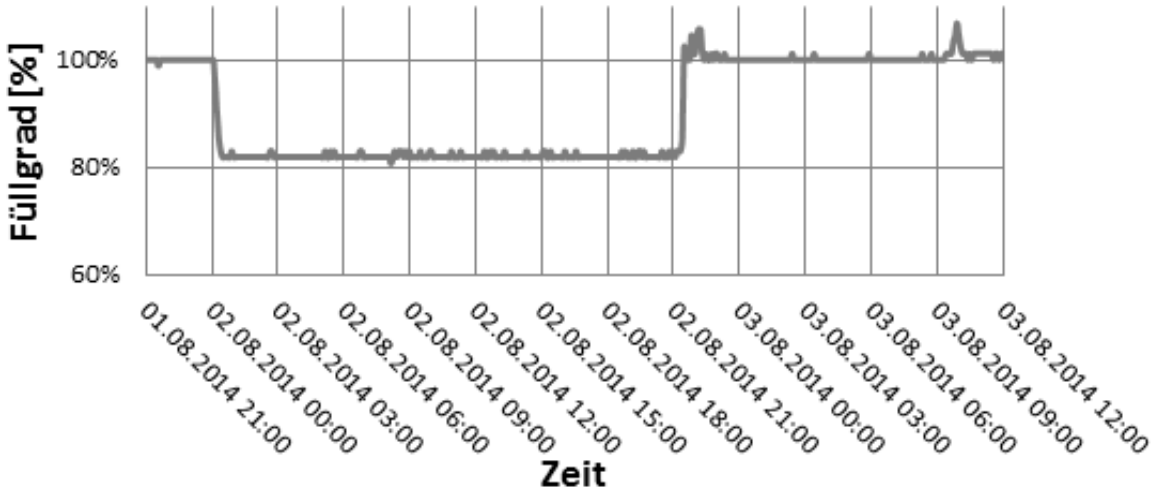


Abbildung 6.12: Problematik der zu geringen Vorentlastung einer "intelligenten" Zisterne

Dies demonstriert erneut, wie stark die Funktion der Zisterne von den Niederschlagsprognosen abhängt. Jedoch hat die Simulation gezeigt, dass man durch eine Anpassung der Steuerungsstrategie den schlechten Niederschlagsprognosen entgegenwirken kann.

6.2.1 Ergebnisse des Simulationsmodells

Unter Zuhilfenahme der Simulationssoftware Simba-Simulink konnten die Vor- und Nachteile unterschiedlicher Zisternenausführungen untersucht werden. Hierbei wurden die Haushalte mit unterschiedlichen Varianten einer Zisterne ausgestattet und das Mischwasserabflussverhalten in dem Einzugsgebiet untersucht und verglichen. Folgender Varianten des Einzugsgebietes wurden unter gleichen Voraussetzungen und Einflussparametern berechnet:

- EZG ohne Zisternen
- EZG mit konventionellen Zisternen (also handelsübliche Zisternen)
- EZG mit Retentionszisternen (Zisternen, die einen festen Teil des Speicherraumes zur Retention vorhalten)
- EZG mit „intelligenten“ Zisternen

Als Referenz der Vergleiche dient das Einzugsgebiet, in dem keine Zisternen verbaut wurden. Abbildung 6.13 zeigt einen Vergleich des Mischwasserüberlaufvolumens der Speicherbecken des Einzugsgebietes. Das Überlaufvolumen ohne Zisternen im Einzugsgebiet wurde zum besseren Vergleich gleich 100% gesetzt. Man kann erkennen, dass konventionelle Zisternen das Überlaufvolumen nur geringfügig reduzieren. Hier sind es gerade einmal 0,2%. Dies ist darauf zurückzuführen, dass diese Zisternen meist schon recht stark gefüllt sind, bevor ein starkes Regenereignis eintritt und somit nur ein begrenztes Retentionsvolumen zur Verfügung stellen können. Anders sieht es bei den „intelligenten“ Zisternen aus. Durch ihre Steuerungsmöglichkeit des Wasserpegels werden sie auch als dynamische Zisternen bezeichnet. Dadurch, dass sie ihr Speichervolumen vor einem Regenereignis reduzieren können, generieren sie, sofern die Prognose richtig ist, Speichervolumen, das einen größeren Teil des nachfolgenden Niederschlags speichern kann. Hierdurch können sie im Vergleich zu keinen Zisternen den Mischwasserüberlauf des Einzugsgebietes um ca. 24,9% reduzieren.

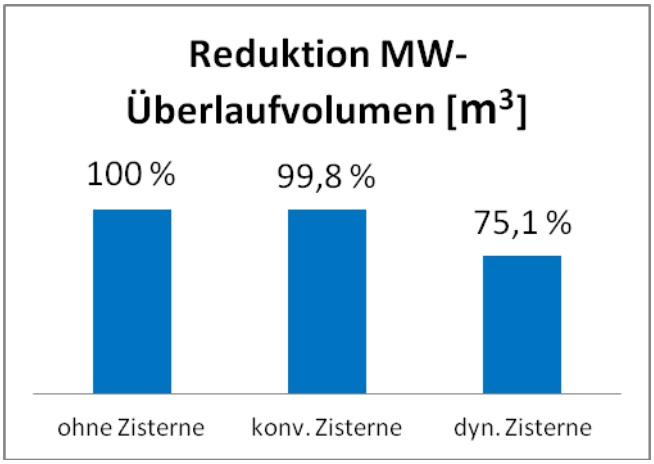


Abbildung 6.13: Vergleich der Simulationsergebnisse zum Reduktionspotential verschiedener Ausführungesformen

Eine gesteigerte Retentionsleistung geht meist mit einer reduzierten Versorgungssicherheit einher. Dies ist auch in Abbildung 6.14 zu erkennen. Hier reduzieren „intelligente“ Zisternen den Trinkwasserverbrauch um knapp 99%. Da konventionelle Zisternen sich nicht vor einem Niederschlagsereignis entleeren, sind sie tendenziell stärker gefüllt. Dies führt zu einer besseren Reduzierung des Trinkwasserverbrauchs, der hier um 99,2% gesenkt ist. Bezogen auf den gesamten Trinkwasserverbrauch im Simulationszeitraum, der bei 22.967 m^3 liegt, helfen „intelligente“ Zisternen ca. 22.737 m^3 Wasser einzusparen.

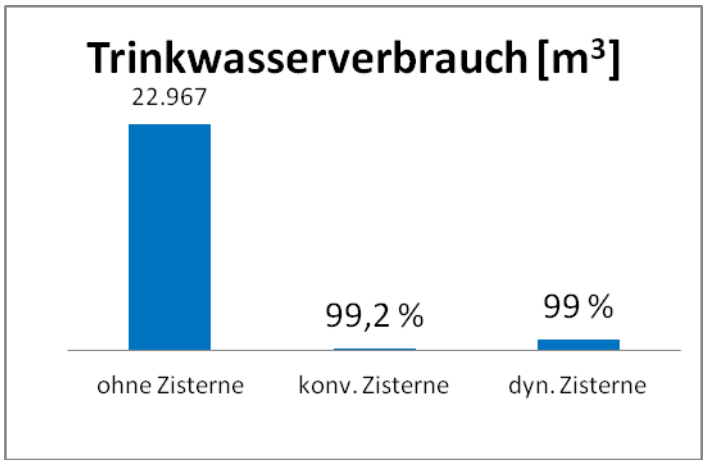


Abbildung 6.14: Simulierter Trinkwasserverbrauch der EZG und dessen Einsparpotential durch Zisternen

Seit einigen Jahren beginnen Retentionszisternen, die einen Teil ihres Speichervolumens nachdem sie gefüllt sind wieder gedrosselt abgeben, den Markt immer stärker zu durchdringen. Da sie, genauso wie die „intelligenten“ Zisternen, zur Reduzierung von Niederschlagsabflussspitzen beitragen, ist ein direkter Vergleich dieser Zisternentypen von besonderem Interesse. Neben der genannten Retentionszisterne und der im Vorfeld beschriebenen „intelligenten“ Zisterne wird in diesen Vergleich auch noch eine „intelligente“ Zisterne, die mit einer optimierten Steuerung ausgestattet ist verglichen. Hintergrund der optimierten Steuerung ist, dass hier neben den ohnehin verwendeten 24 h-Prognosen auch zusätzlich noch 48 h-Prognosen in die Steuerungsstrategie integriert wurden. Dies führte dazu, dass die Zisterne, auch wenn für den Folgetag nur 5 mm vorausgesagt wurden, stärker entleert werden können, sofern es am zweiten Tag ebenfalls regnen soll. Aufgrund der geringeren Datenbasis an 48 h-Prognosen wurde diese Simulation über einen Zeitraum von 350 Tagen durchgeführt.

Da die hier verwendete Retentionszisterne lediglich ein Drittel ihrer gesamten Speicherkapazität zur Retention verwendet, die „intelligenten“/dynamischen Zisternen je nach Prognose ihren Speicher um bis zu 80 % reduzieren, scheint der in Abbildung 6.15 dargestellte Vergleich logisch. Durch die den geringeren Anteil der zur Retention genutzt wird, können die angeschlossenen Haushalte mehr bei Retentionszisternen mehr Wasser zur eigen Verfügung nutzen.

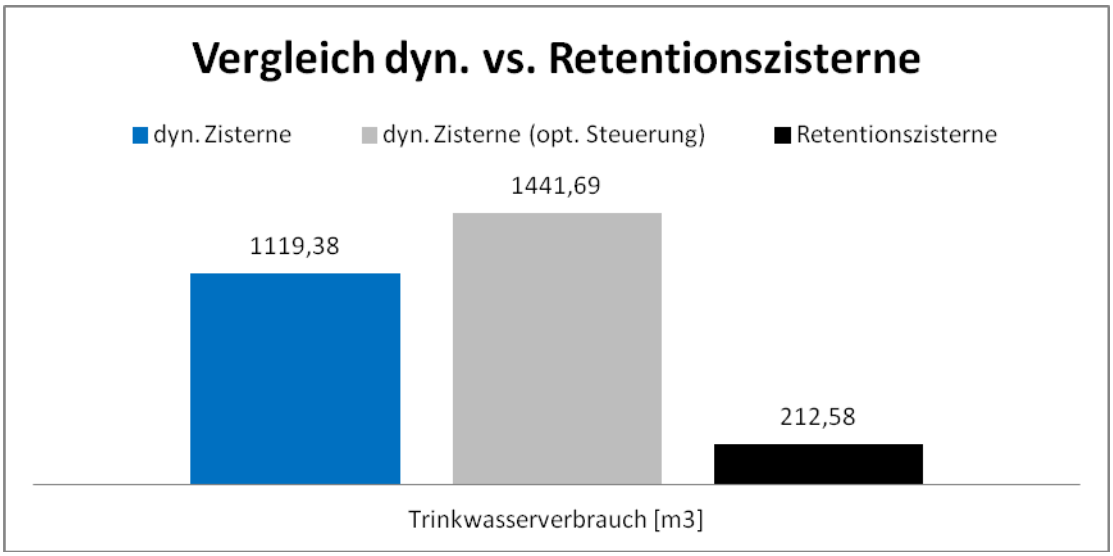


Abbildung 6.15: Vergleich des Trinkwasserverbrauch "intelligenter"/dynamischer und Retentionszisternen

Ebenfalls bei der Reduktion der Anzahl an MW-Überlaufereignissen liefert die Retentionszisterne in dem kurzen Betrachtungszeitraum von einem Jahr bessere Ergebnisse als die „intelligenten“ Zisternen. Betrachtet man jedoch die Ergebnisse für die Reduktion des MW-Überlaufvolumens und der MW-Überlauffracht, wird deutlich, dass „intelligente“ Zisternen, durch die Möglichkeit, ein relativ großes Speichervolumen bereit zu stellen, gerade bei starken Niederschlagsereignissen das ins Gewässer geleitete Volumen deutlich stärker reduzieren als Retentionszisternen. Je nach Steuerungsstrategie kann das Überlaufvolumen um knapp 65 % reduziert werden. (Abbildung 6.16)

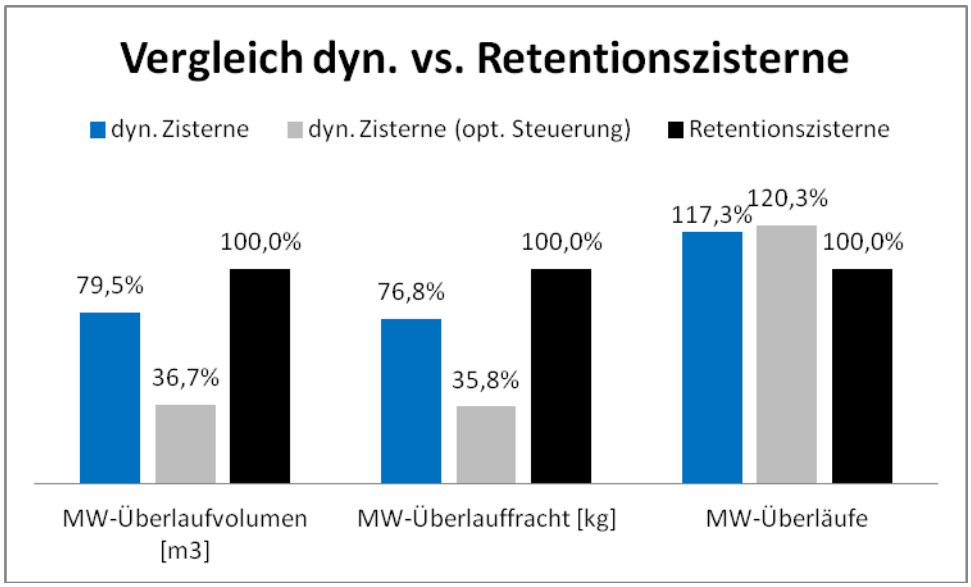


Abbildung 6.16: Vergleich der Entlastungsparameter "intelligenter"/dynamischer Zisternen mit Retentionszisternen

6.2.2 Untersuchung der Niederschlagsprognosen

In den vergangenen Jahren wurden bereits mehrere mathematisch-statistische Untersuchungen bezüglich Veränderungen in Intensität, Dauer und Häufigkeit von Starkregenereignissen durchgeführt. In der vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen in Auftrag gegebene Studie ExUS (Extremwertuntersuchung Starkregen in Nordrhein-Westfalen) wurden Niederschlagsdaten im Zeitraum von 1950 bis 2008 von insgesamt 531 Stationen, verteilt über ganz NRW, statistisch ausgewertet. Ziel der Untersuchung war es herauszufinden, ob sich aus der Analyse der Messdaten der Niederschlagsstationen eine Veränderung des Starkregenverhaltens ableiten und aus Klimamodellen ein Trendverhalten erkennen lässt. Die Studie kommt zu einem vergleichbaren Ergebnis für die Region und den betrachteten Zeitraum, wie auch (Schönwiese & Trömel, 2011). Die ExUS-Studie kommt zu dem Ergebnis, dass die mittleren Niederschlagssummen in den untersuchten 58 Jahren des Betrachtungszeitraumes „überwiegend zugenommen“ haben, wobei die Niederschläge im hydrologischen Winterhalbjahr zugenommen und die Sommerniederschläge „räumlich eher inhomogen zu als auch abgenommen“ haben und die Anzahl der Tage mit Starkniederschlägen, insbesondere mit kurzen Niederschlagsdauern anstieg.

Kleinskaliger aber mit einem vergleichbaren Fokus wurden im Forschungsvorhaben dynaklim, bezogen auf die Emscher-Lippe-Region (ELR) Messdaten und hydrologische Parameter aus dem Zeitraum von 1951 bis 2010 ausgewertet um Erkenntnisse über die Entwicklung des Niederschlagsverhaltens der Region zu gewinnen und Klimamodelle aufzustellen.

Bei der nachfolgenden mathematisch-statistische Auswertung historischer Niederschlagsdaten und Prognosedaten liegt der Fokus einerseits auf der Untersuchung, in wie weit sich die Intensität extremer Niederschlagsereignisse auch für die Untersuchungsgebiete Essen und Bottrop erhöht hat. Die zweite Fragestellung, die mit Hilfe der Untersuchung des Gütemaßes und des Heidtke-Skill-Scores erreicht werden sollen ist, wie gut sich Wetterprognosen wirklich zur Vorhersage von Niederschlagsereignissen eignen. Im letzten Schritt dieser Auswertung werden die statistischen Ergebnisse mit den im Rahmen der Feldstudie generierten Ergebnissen verglichen.

Das Konzept, bzw. die Steuerungsstrategie der dynamischen Zisternen ist grundlegend von der Genauigkeit der Wetterprognosen abhängig. Somit muss untersucht werden, in wie fern Wetterprognosen tatsächlich Starkregenereignisse vorhersagen können und wie stark die Prognosen von den realen Messwerten abweichen. Diese Untersuchung ist von großem Interesse, wenn man betrachtet, dass die vorhandenen Prognosedatensätze den Niederschlag für die jeweiligen Stadtgebiete vorhersagen, die Niederschlagsmessungen jedoch punktuell sind. Für diesen Vergleich wurden drei Prognose-Datensätze (zwei für das Stadtgebiet Essen, einer für das Stadtgebiet Bottrop) ausgewertet und mit den Messwerten verglichen. Hierzu lagen Niederschlagsmessungen von fünf Messstationen aus dem Essener und von vier Messstationen aus dem Bottroper Stadtgebiet vor.

Für die Betrachtung der Vorhersagegenauigkeit wurde der in der Meteorologie weit verbreitete Ansatz des Heidke-Skill-Scores verwendet. Mit Hilfe dieses Gütemaßes werden aus den richtigen Vorhersagen diejenigen herausgerechnet, die lediglich Zufallstreffer sind und verhindert eine Überbewertung der zufällig getroffenen Ereignisse.

Tabelle 6.1 gibt einen Überblick über die für die mathematischen-statistischen Untersuchungen vorliegenden Niederschlagsdaten und Tabelle 6.2 über die vorliegenden Prognosedatensätze:

Tabelle 6.1: Für die Untersuchungen verfügbare Niederschlagsdaten, -zeiträume und -intensitäten

Niederschlagsmessung				
Ort	Messstelle	Zeitraum		Auflösung
		von	bis	
Bottrop	Boye Oberlauf (PW)	01.01.2007	01.11.2011	mm/5 min
	Boye (PW)	01.01.2007	01.11.2011	mm/5 min
	EigenPW	01.01.2007	01.11.2011	mm/5 min
	Lehmkuhle	01.01.2007	01.11.2011	mm/5 min
	Boye	01.11.1949	01.11.2011	mm/1 Tag
Essen	Bonifacius	01.01.2007	01.11.2011	mm/5 min
	Borbeck	01.01.2007	01.11.2011	mm/5 min
	Hasselbruch	01.01.2007	01.11.2011	mm/5 min
	Schurenbach	01.01.2007	01.11.2011	mm/5 min
	Stoppenberg	01.01.2007	01.11.2011	mm/5 min
	Hasselbruch	01.11.1949	01.11.2011	mm/1 Tag
	Stoppenberg	01.11.1949	01.11.2011	mm/1 Tag
	Campus Essen	07.01.2014	31.07.2014	mm/5 min

Tabelle 6.2: Für die Untersuchungen verwendete Prognosedaten und -zeiträume

Prognosedaten				
Firma	Einzugsgebiet	Zeitraum		Auflösung
		von	bis	
Wetter.com	Essen	31.08.2010	26.07.2011	mm/3h
meteoblue	Essen	01.11.2007	26.07.2011	mm/h
	Bottrop	01.11.2007	26.07.2011	mm/h
	Essen	17.05.2013	13.11.2013	mm/3h
		07.01.2014	31.07.2014	mm/3h

Der Prognose- und Betrachtungszeitraum der untersucht wird erstreckt sich vom 02.11.2007 bis zum 26.07.2011. Es soll überprüft werden, mit welcher Genauigkeit die prognostizierte Überschreitung bestimmter Niederschlagsschwellenwerte auch tatsächlich erreicht wird. Die Schwellenwerte für die Tagesniederschlagssummen wurden vom Autor bei 5 mm, 10 mm, 15 mm und 20 mm festgelegt.

Untersuchung der Prognosequalität bei einem Schwellenwert von 5 mm

	Beobachtung: Niederschlag ist aufgetreten	**Beobachtung:** Niederschlag ist nicht aufgetreten
Vorhersage: Niederschlag wird auftreten	**139** richtige Vorhersage	**76** falsche Vorhersage
Vorhersage: Niederschlag wird nicht auftreten	**92** verfehltes Ereignis	**1056** richtige Nichtvorhersage

Untersuchung der Prognosequalität bei einem Schwellenwert von 10 mm

	Beobachtung: Niederschlag ist aufgetreten	**Beobachtung:** Niederschlag ist nicht aufgetreten
Vorhersage: Niederschlag wird auftreten	**41** richtige Vorhersage	**47** falsche Vorhersage
Vorhersage: Niederschlag wird nicht auftreten	**43** verfehltes Ereignis	**1232** richtige Nichtvorhersage

Untersuchung der Prognosequalität bei einem Schwellenwert von 15 mm

	Beobachtung: Niederschlag ist aufgetreten	**Beobachtung:** Niederschlag ist nicht aufgetreten
Vorhersage: Niederschlag wird auftreten	**9** richtige Vorhersage	**23** falsche Vorhersage
Vorhersage: Niederschlag wird nicht auftreten	**24** verfehltes Ereignis	**1307** richtige Nichtvorhersage

Untersuchung der Prognosequalität bei einem Schwellenwert von 20 mm

	Beobachtung: Niederschlag ist aufgetreten	**Beobachtung:** Niederschlag ist nicht aufgetreten
Vorhersage: Niederschlag wird auftreten	**5** richtige Vorhersage	**11** falsche Vorhersage
Vorhersage: Niederschlag wird nicht auftreten	**7** verfehltes Ereignis	**1340** richtige Nichtvorhersage

Abbildung 6.17: Kontingenztabellen für die vier im Projekt angewandten Schwellenwerte

Über die in Abbildung 6.17 dargestellten Kontingenztabellen wurden im Anschluss die Genauigkeits- und Qualitätsmaße ermittelt, wobei besonderes Augenmerk auf das Heidke Skill Score gelegt wurde, das für diese Untersuchung und gemäß den Vorgaben des DWD als aussagekräftiges Qualitätsmerkmal anzusehen ist. Die Ergebnisse der Auswertung der historischen Daten spiegeln die im Untersuchungszeitraum ausgewerteten Messdaten wieder. Niederschläge mit einer Intensität von 5 mm können mit einer Genauigkeit von 55%, 10 mm mit einer Genauigkeit von 44%, 15 mm mit einer Genauigkeit von 26% und Niederschläge mit einer Intensität von mehr als 20 mm pro Tag mit einer Genauigkeit von 35% prognostiziert werden.

Abbildung 6.18 (Langzeitänderung des Niederschlags in Deutschland, 2011)spiegelt die Ergebnisse der Messreihe und der Auswertung der Prognosen wieder. In blau sind die Niederschlagsereignisse, die über den jeweiligen Grenzwerten liegen, dargestellt. In Rot sind die Prognosen in Vergleich gesetzt, die das Niederschlagsereignis korrekt vorhergesagt haben.

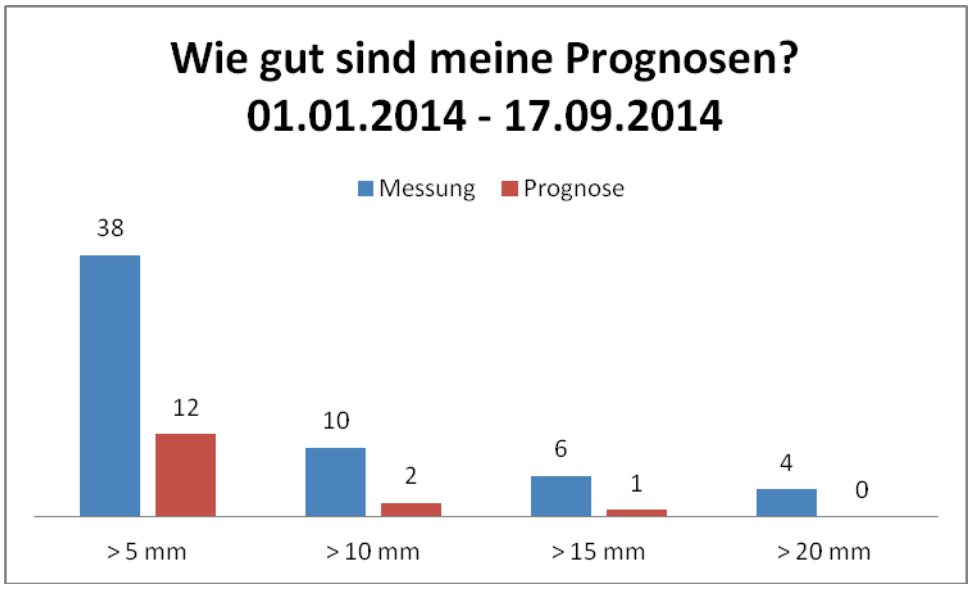


Abbildung 6.18: Vergleich der Erfahrungswerte - realer Niederschlag und Prognosen

Aus der Betrachtung des Heidke Skill Scores und dem Vergleich der gemessenen und prognostizierten Grenzwertüberschreitungen kann geschlossen werden, dass mit einer Verbesserung der Prognosequalität das Kanalnetz deutlich besser vor Überstau und Überflutung geschützt werden kann. Die „intelligenten“ Zisternen in Verbindung mit den aktuellen Niederschlagsprognosen zeigen sowohl das Potential, dass diese Technikmit sich bringt aber auch das enorme Entwicklungspotential. Mit einer gesteigerten Prognosequalität wird automatisch die Leistung der „intelligenten“ Zisternen gesteigert. Da sich die Genauigkeit der Niederschlagsprognosen in den vergangenen Jahren jedoch nicht gravierend verbessert hat, liegt nach Meinung des Autors das größere Verbesserungspotential in der Ausnutzung weiterer Daten und eine Anpassung der Steuerungsstrategie an die übergeordneten Bedürfnisse einer dezentralen Regenwasserspeicherung.

6.2.3 Zusammenfassung und Ausblick

Mit Hilfe des Forschungsprojektes konnte gezeigt werden, dass Zisternen auf Basis von Niederschlagsprognosen gesteuert werden und so einen Beitrag zur Reduktion des Niederschlagswasserabflusses oder der Vermeidung von Überstausituationen im Kanalnetz leisten können und aus monetärer und technischer Sicht umsetzbar sind. Der Betrieb der im Einzugsgebiet verteilten Anlagen über einen Zeitraum von mehr als einem Jahr zeigte weiterhin, dass die verwendete Technik zur Erweiterung der Zisternen robust und Zuverlässig funktioniert. Letztendlich haben sich die Niederschlagsprognosen als Schwachstelle herausgestellt. Die heutige Prognosequalität von Starkniederschlägen ist nicht ausreichend, um den Abfluss bei Starkregen zuverlässig zu reduzieren. Zusammenfassend wurden folgende Ergebnisse beobachtet:

- Prognosequalität
  - ➢ Die verwendeten/verfügbaren Niederschlagsprognosen sind nicht optimal
  - ➢ Durch eine Anpassung der Steuerungsstrategie kann einer schlechten Prognosequalität entgegen gewirkt werden.
- Entwicklung einer wirtschaftlichen Steuerungstechnik
  - ➢ Die Erfahrungen im KuLaRuhr-Projekt haben gezeigt, dass die verwendete Steuerungstechnik zuverlässig ist und weitestgehend störungsfrei lief. Die Mehrkosten für die Zisternenerweiterung liegen bei ca. 400-500 €
  - ➢ Kosten pro m3: Zisterne: ca. 1.000 € RÜB: ca.2.000 – 3.000€
- Steuerungsstrategie
  - ➢ Eine Steuerungsstrategie und Einbeziehung möglichst vieler Informationen/Prognosen führt je nach Zielsetzung zu einer Verbesserung der Retentions- oder Versorgungsleistung der Zisterne
- Auswirkung dynamischer Zisternen auf ein EZG
  - ➢ Mit Hilfe dynamischer Zisternen kann die Anzahl der Entlastungen, das Volumen und die Fracht von Mischwassereinträgen ins Gewässer reduziert werden.
  - ➢ Im Rahmen der Simulation hat sich herausgestellt, dass dynamische Zisternen in punkto Abflussreduktion Retentionszisternen überlegen sind. Retentionszisternen hingegen bieten eine bessere Versorgungssicherheit mit Brauchwasser und reduzieren die Anzahl der Mischwasserüberläufe besser.

6.3 Eintrag von Spurenstoffen durch niederschlagsbedingte Auswaschungen von gedämmten Gebäudefassaden in Gewässer (Maßnahme 05.3)

6.3.1 Bestimmung der maximalen Auslaugung

Das Flammschutzmittel TCPP konnte weder in Putzgrund noch in Silikontop nachgewiesen werden. Die Biozide Terbutryn und OIT ließen sich hingegen in beiden Baumaterialien eindeutig nachweisen.

Die Abbildung 6.19 und 6.20 zeigen die Temperaturabhängigkeit der Auslaugung von OIT und Terbutryn aus Silikontop. Bei der Extraktion mit den Lösungsmitteln Hexan/Aceton (1:1), MTBE und Aceton nimmt die Auslaugung der Biozide tendenziell mit steigender Temperatur ab. Dabei scheint eine lineare bzw. exponentielle Abnahme vorzuliegen. Toluol weist hingegen ein nahezu konstantes Auslaugungsvermögen auf.

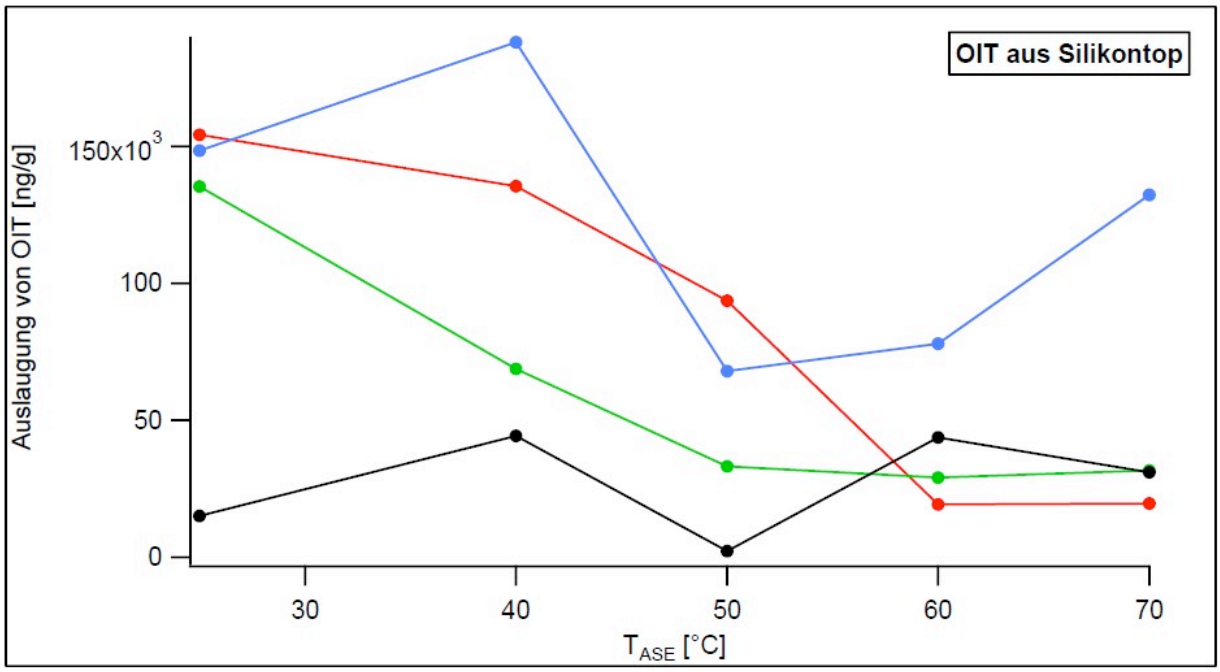


Abbildung 6.19: Auslaugung von OIT aus Silikontop in Abhängigkeit von der Temperatur.

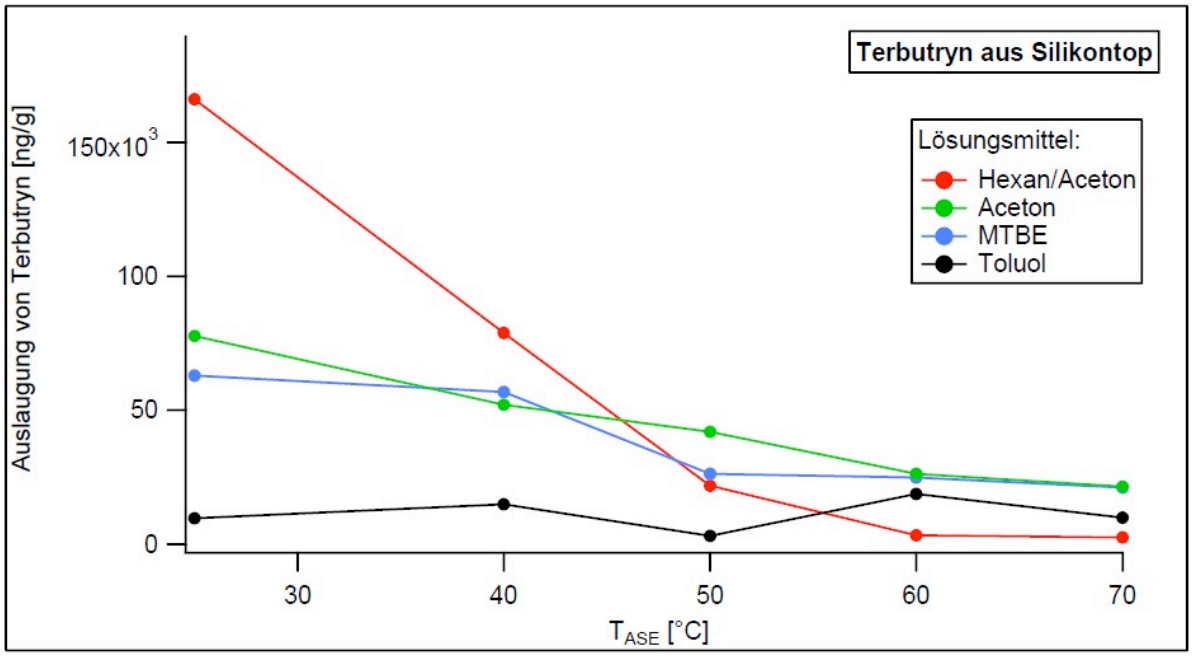


Abbildung 6.20: Auslaugung von Terbutryn aus Silikontop in Abhängigkeit von der Temperatur.

Die Auslaugung der Biozide aus dem Putzgrund erfolgt lediglich mit dem Hexan/Aceton-Gemisch effizient (Abbildungen 6.21 und 6.22). Es ist wiederum eine Abnahme des Auslaugungsvermögens bei zunehmender Temperatur zu beobachten.

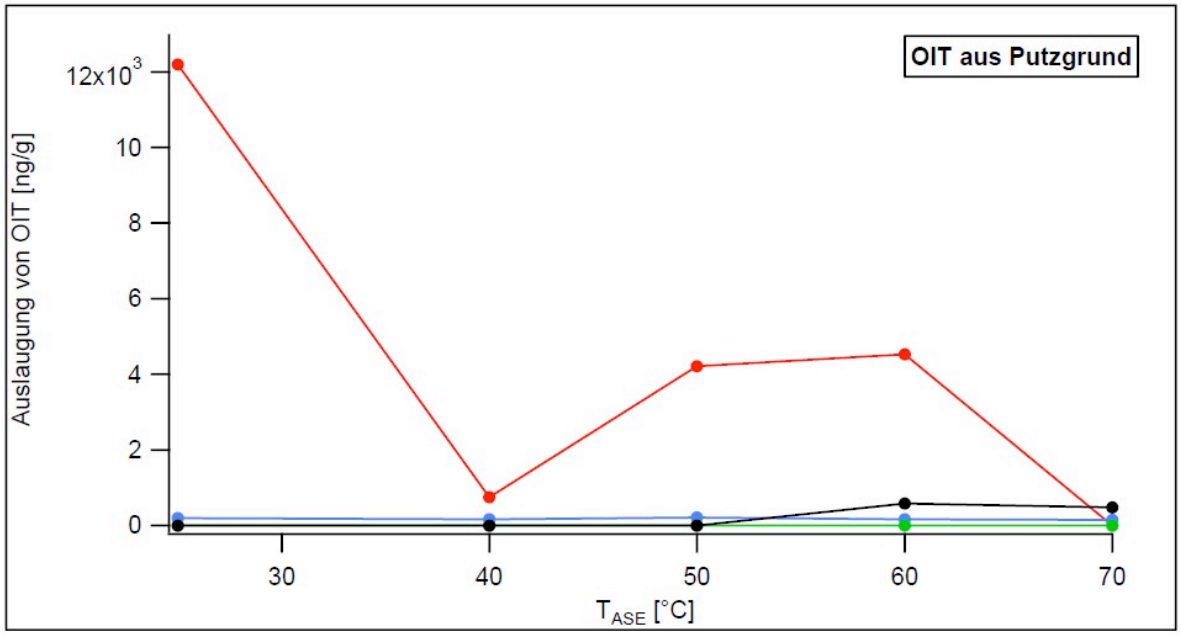


Abbildung 6.21: Auslaugung von OIT aus Puztgrund in Abhängigkeit von der Temperatur.

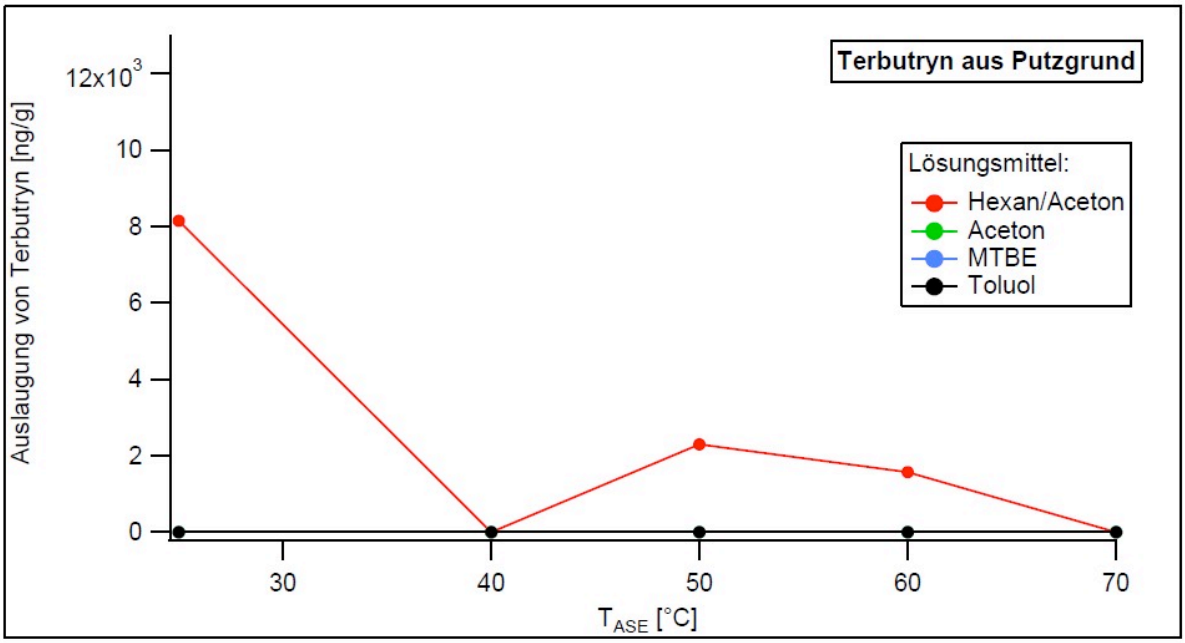


Abbildung 6.22: Auslaugung von Terbutryn aus Putzgrund in Abhängigkeit von der Temperatur.

Die maximalen Werte für die Auslaugung wurden für beide Verputzungsmaterialien bei 25 °C mit dem Lösungsmittelgemisch Hexan/Aceton (1:1) erzielt. Für Silikontop ergibt sich eine maximale Konzentration an Terbutryn von 166 µg/g und an OIT von 154 µg/g bezogen auf das Ausgangsmaterial. Für Putzgrund liegen die entsprechenden Maximalwerte für Terbutryn bei 8 µg/g und für OIT bei 12 µg/g.

6.3.2 Ergebnisse der nasschemischen Methode

Bei der nasschemischen Methode konnten die Biozide mit allen untersuchten Lösungsmitteln in Silikontop nachgewiesen werden (Abbildung 6.23). Dabei liegt der Maximalwert der Auslaugung für OIT mit Toluol als Extraktionsmittel bei 296 µg/g, für Terbutryn mit Hexan bei 236 µg/g.

In Putzgrund konnte nur OIT nachgewiesen werden (Abbildung 6.24). Bei Extraktionen mit dem Hexan/Aceton- Gemisch wurde eine geringe Auslaugung von 0,4 µg/g erreicht. Mit Toluol ergibt sich ein Wert von 0,2 µg/g.

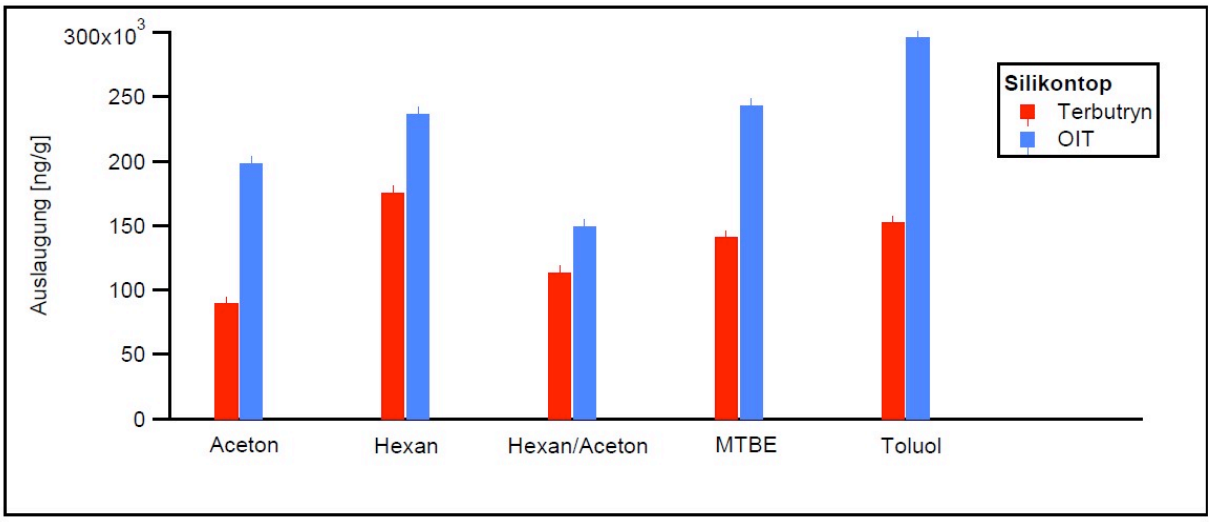


Abbildung 6.23: Auslaugung von Terbutryn und OIT aus Silikontop (nasschemische Methode).

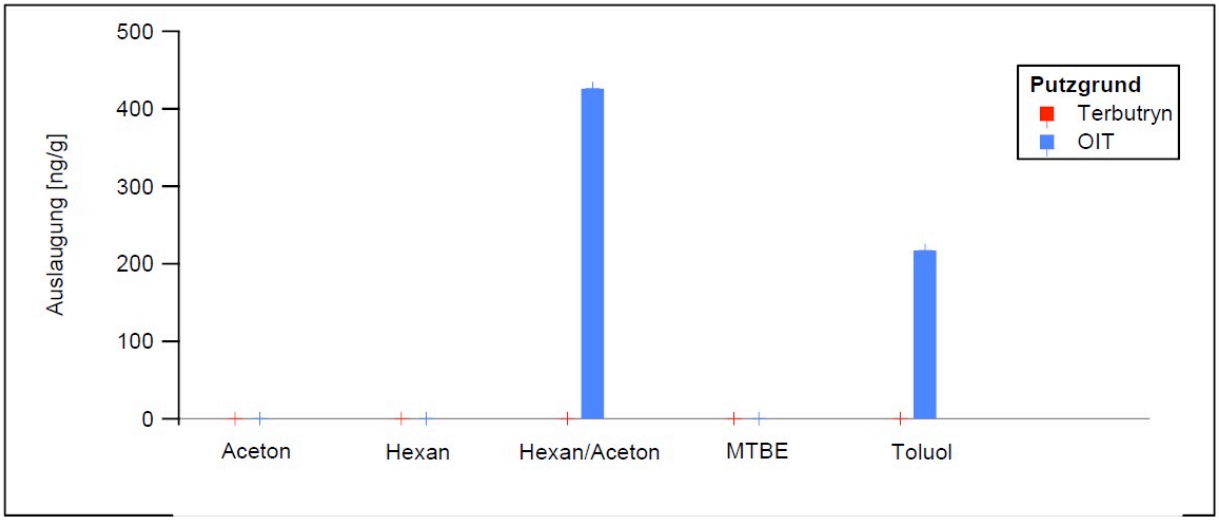


Abbildung 6.24: Auslaugung von Terbutryn und OIT aus Putzgrund (nasschemische Methode).

Das nasschemische Verfahren zeigt somit, dass das Auslaugungsvermögen der verschiedenen Lösungsmittel nochmals überprüft werden sollte. Zudem muss der ASE-Schnelltest optimiert werden, da im nasschemischen Verfahren zum Teil höhere Mengen an ausgelaugten Bioziden erhalten wurden.

Insgesamt ist die nasschemische Methode im Vergleich zur ASE deutlich aufwendiger. Es ergaben sich erhebliche Probleme beim Abfiltrieren der festen Probenbestandteile von der flüssigen Phase. So verstopften die Filter und mussten mehrfach ausgetauscht werden. Infolgedessen verlängerte sich die Einwirkungszeit (15 Minuten unter intensivem Rühren, 15 Minuten zum Absetzen der festen Bestandteile zur Erleichterung der Filtration, Filtrationszeit) des Lösungsmittels auf die Proben um bis zu 2 Stunden. Selbst ein Vergleich zwischen den einzelnen Messungen des nasschemischen Verfahrens ist aufgrund der unterschiedlichen

Einwirkungszeiten nur begrenzt möglich. Insgesamt weist das nasschemische Verfahren somit eine schlechte Reproduzierbarkeit auf. Zudem lässt sich die Temperaturabhängigkeit der Extraktion durch die leichtflüchtigen bzw. niedrigsiedenden organischen Lösungsmittel nicht untersuchen.

Darüber hinaus ist zu beachten, dass sowohl beim ASE-Schnelltest als auch bei der nasschemischen Methode ein erheblicher Teil der mittels GC-MS-Kopplung analysierten Proben weit außerhalb des Kalibrationsbereichs (zwischen 1000-10000 ng/mL) lag. Die Proben wurden daher vedünnt und erneut gemessen.

Auswaschung mit Wasser

Für eine Simulation der Auswaschung mit Wasser wurden Silikontop, Montageschaum, Armierungsmasse, Reibeputz, Putzgrund, Spachtelmasse, Klebespachtel, Polyurethanplatten und Fassadenfarbe als Proben für den ASE-Schnelltest vorbereitet und mit der zuvor beschriebenen GC-MS-Kopplung analysiert. Die unterschiedlichen Fassadenmodelle wurden jeweils aus den einzelnen Baumaterialien gemäß Tabelle 6.3 zusammengestellt, auf einer inerten Unterlage aufgetragen, getrocknet und im Anschluss zerkleinert.

Tabelle 6.3: Schematischer Aufbau der untersuchten Fassaden.

	Fassade 1	**Fassade 2**	**Fassade 3**	**Fassade 4**	**Fassade 5**	**Fassade 6**
Isolierung	Styropor 29 mm, Unidek EPS 040	Styropor 29 mm, Unidek EPS 040	Styropor 29 mm, Unidek EPS 040	Styropor 29 mm, Unidek EPS 040	Styropor 29 mm, Unidek EPS 040	Styropor 29 mm, Unidek EPS 040
Armie-rung	Armie-rungsge-webe aus Glasfaser	Armie-rungsge-webe aus Glasfaser	Armie-rungsge-webe aus Glasfaser	Armie-rungsge-webe aus Glasfaser	Armie-rungsge-webe aus Glasfaser	Armie-rungsge-webe aus Glasfaser
Armie-rungs-masse	Klebe-spachtel Allround, Baumit	Klebe-spachtel Allround, Baumit	Klebe-spachtel Allround, Baumit	Spachtel-masse zementfrei, Baumit	Spachtel-masse zementfrei, Baumit	Spachtel-masse zementfrei, Baumit
Putzgrund	Putzgrund für innen und au-ßen, Re-novo	Putzgrund für innen und au-ßen, Re-novo	Putzgrund für innen und au-ßen, Re-novo	-	-	-
Außen-putz	Reibeputz für innen und au-ßen, Re-	Reibeputz für innen und au-ßen, Re-	Reibeputz für innen und au-ßen, Re-	Silikontop, Baumit	Silikontop, Baumit	Silikontop, Baumit

	novo	novo	novo			
Fassa-dengrun-dierung	-	Fassaden-Grundie-rung, Hornbach	Fassaden-Grundie-rung, Hornbach	-	Fassaden-Grundie-rung, Hornbach	Fassaden-Grundie-rung, Hornbach
Fassaden-farbe	-	Fassaden-farbe, Hornbach	Fassaden-farbe, Hornbach	-	Fassaden-farbe, Hornbach	Fassaden-farbe, Hornbach
Farbzu-satz	-	-	Anti-Schimmel-Zusatz, Hornbach	-	-	Anti-Schimmel-Zusatz, Hornbach

Die zerkleinerten Fassadenmaterialien wurden im nächsten Schritt in die Extraktionszellen der ASE gemäß Tabelle 6.4 eingewogen. Pro Probe wurden zwei Extraktionsdurchläufe durchgeführt, um die ausgelaugte Menge an Bioziden relativ zum ersten Durchlauf bestimmen zu können.

Tabelle 6.4: Einwaagen der verwendeten Fassenmaterialien je Extraktionszelle [g].

Fassadenmaterial	**Extraktionstemperatur**				
	RT	**40 °C**	**50 °C**	**60 °C**	**70 °C**
Klebespachtel All-round	6,04	6,05	6,05	6,02	6,02
Spachtelmasse ze-mentfrei	13,78	13,95	13,68	13,06	12,86
Renovo Putzgrund	13,18	13,04	13,43	13,28	12,96
Renovo Reibeputz	12,48	12,72	13,06	12,49	13,02
Baumit Silikontop	19,24	19,09	19,62	19,67	18,32
PU-Platte	0,55	0,51	0,49	0,47	0,49
Montageschaum	1,12	1,15	1,09	1,15	1,13
Fassade 1	13,86	14,10	13,90	14,05	13,90
Fassade 2	14,07	13,71	13,73	13,99	14,26
Fassade 3	14,02	14,06	14,79	13,87	13,76

Fassade 4	13,31	13,51	13,60	13,64	13,44
Fassade 5	13,55	13,49	13,23	13,54	13,40
Fassade 6	13,52	13,44	13,46	13,47	13,51

Die so erhaltenen Probefraktionen wurden per SPE aufkonzentriert, um diese anschließend in Toluol zu überführen und die Lösungsmittelfraktionen mittels der Büchi-Einheit auf 1 mL einzuengen. Anschließend folgte die Analyse durch gekoppelte GC-MS.

Nachweis von OIT und Terbutryn

In folgenden Materialien und Fassaden konnte OIT nachgewiesen werden: In den Fassaden 3 bis 6, dem Montageschaum, dem Renovo Putzgrund und dem Silikontop-Putz. In den meisten Proben überstiegen die OIT-Konzentrationen die gewählte Kalibrierung und die Proben wurden daher nochmals verdünnt gemessen.

Ein schneller Abbau von OIT in Toluol konnte bei Raumtemperatur beobachtet werden. Aufgrund einer komplizierten Matrixzusammensetzung in den Proben der Fassadenmaterialien sind chemische Reaktionen denkbar, die zu einer Zersetzung der Analyten führen könnten. Eine der wichtigsten chemischen Abbaureaktionen der Isothiazolinone ist der nucleophile Angriff auf das Schwefelatom. Hierdurch findet eine Ringöffnung und Deaktivierung des Biozids statt. In diesem Zusammenhang könnten in der Matrix vorhandene Substanzen wie zum Beispiel Sulfide oder Mercaptane die Ringöffnung beim OIT verursachen (*Bagda*, 1998). Bei erhöhten pH-Werten, die zumindest in einem Teil der Materialien vorlagen, findet sich ein erhöhter Anteil Hydroxid-Ionen. Diese wirken ebenfalls als Nucleophil und können den Abbau bereits in dem Fassadenmaterial beschleunigen. In Tabelle 6.5 sind die ausgelaugten OIT-Mengen gezeigt.

Tabelle 6.5: Ausgelaugte OIT-Menge [ng/g] aus den Fassadenmaterialien und dem Montageschaum.

	RT		**40 °C**		**50 °C**		**60 °C**		**70 °C**	
	1.	2.	1.	2.	1.	2.	1.	2.	1.	2.
Silikon-top	3,1	2,0	0,1	2,4	2,9	2,3	**4,2**	3,0	2,0	3,0
Renovo Putz-grund	1,2	0,7	**1,8**	0,5	1,4	0,3	1,2	0,5	1,1	0,5
Montage-schaum	3,6	**9,5**	6,8	1,8	9,3	6,3	1,8	6,1	2,0	8,7
Fassade 3	1,3	1,5	0,6	0,8	1,5	1,8	**3,0**	2,2	1,9	1,6
Fassade 4	10	10	17	16	**22**	16	20	16	15	16
Fassade 5	7,7	4,8	10	6,7	10	**12**	11	8,3	9,3	7,5
Fassade 6	8,8	9,1	11	11	9,5	10	11	10	**13**	11

Auffällig ist, dass erhebliche Mengen OIT aus den Fassaden mit dem Silikontop-Putz ausgelaugt wurden (Fassaden 4 bis 6). OIT befindet sich im Silikontop-Putz und ist auf den Verpackungen der Fassaden-Grundierung und des Anti-Schimmelzusatzes als Additiv angegeben. Daher wurden bei Fassade 3 auch geringe Mengen OIT detektiert. Die ausgelaugte OIT-Menge je Gramm Fassadenmaterial der Fassaden 4 bis 6 übersteigt die Mengen, die aus dem Silikontop-Putz ausgelaugt wurden. Überraschend ist jedoch, dass die Auslaugungsmenge der Fassade 4 die der Fassaden 5 und 6 übersteigt. Eine mögliche Erklärung hierfür wäre ein höherer OIT Anteil im Silikontop, als der in der Farbe und im Anti-Schimmelzusatz.

Es konnte ebenfalls ausgelaugtes OIT aus dem Renovo Putzgrund und dem Montageschaum nachgewiesen werden. Ein Zusammenhang zwischen erhöhter Extraktionstemperatur und ausgelaugter OIT-Menge konnte nicht entdeckt werden. Entsprechend der van`t-Hoff-Gleichung sollte bei erhöhten Temperaturen die Konzentration der Analyten in der wässrigen Phase steigen.

In folgenden Materialien und Fassaden konnte Terbutryn nachgewiesen werden: Montageschaum, Silikontop-Putz und in den Fassaden 4 bis 6 (siehe Tabelle 6.6).

Tabelle 6.6: Ausgelaugte Terbutrynmenge [ng/g] aus den Fassadenmaterialien und dem Montageschaum.

	RT		**40 °C**		**50 °C**		**60 °C**		**70 °C**	
	1.	2.	1.	2.	1.	2.	1.	2.	1.	2.
Silikon-top	0,9	0,8	n.n.	1,1	1,2	1,0	**1,8**	1,3	1,3	1,5
Montage-schaum	0,7	n.n.	1,4	n.n.	0,6	n.n.	1,2	n.n.	**1,7**	n.n.
Fassade 4	0,9	1,3	2,0	2,2	2,9	2,5	**3,3**	2,7	2,3	2,4
Fassade 5	1,3	0,8	1,7	1,4	2,1	**2,8**	2,6	1,8	2,7	1,9
Fassade 6	0,6	0,8	1,0	1,1	1,0	1,0	1,1	1,3	1,3	**1,7**

Ein geringer Rückgang der Konzentration von Terbutryn beim zweiten Durchgang war ebenfalls erkennbar, auch wenn Terbutryn als stabiles Biozid einzuordnen ist (*Richter*, 2002).

Bei dem ersten Extraktionsdurchlauf wird nicht mehr OIT bzw. Terbutryn extrahiert als bei dem zweiten Durchlauf. Dies zeigt, dass nur ein Teil der Biozide durch die beschleunigte Lösemittelextraktion ausgelaugt wird. Dieses Ergebnis war zu erwarten, da die in den Fassaden eingesetzten Biozide für einige Jahre effektiv wirken sollen und nur langsam an die wässrige Phase abgegeben werden sollen. Ebenfalls wird tendenziell nicht mehr OIT bzw. Terbutryn bei der zweiten Extraktion, als bei der Ersten ausgelaugt.

Quantifizierung des TCPPs

Die Retentionszeit des TCPP betrug 10,08 ± 0,1 min. TCPP wurde in sehr unterschiedlichen Konzentrationen in einer Polyurethanplatte (PU-Platte), siehe Abbildung 6.25, und dem Montageschaum nachgewiesen (Abbildung 6.26).

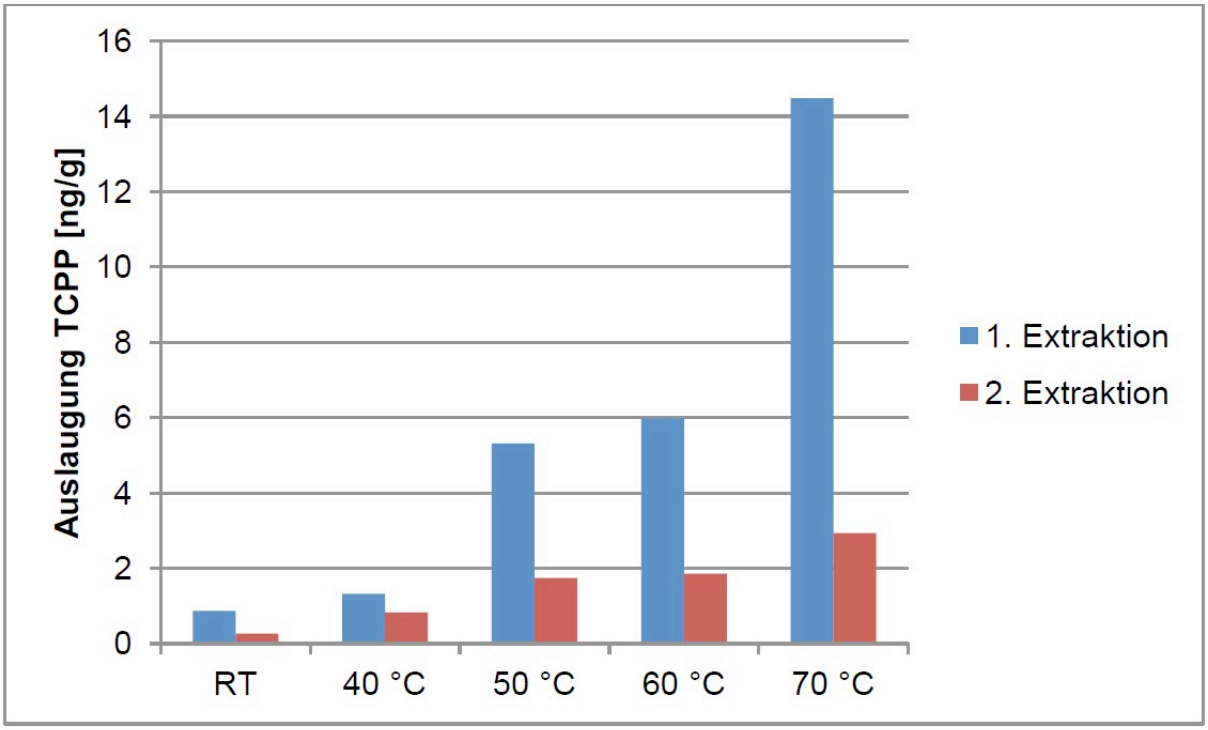


Abbildung 6.25: Auslaugung von TCPP aus einer PU-Platte.

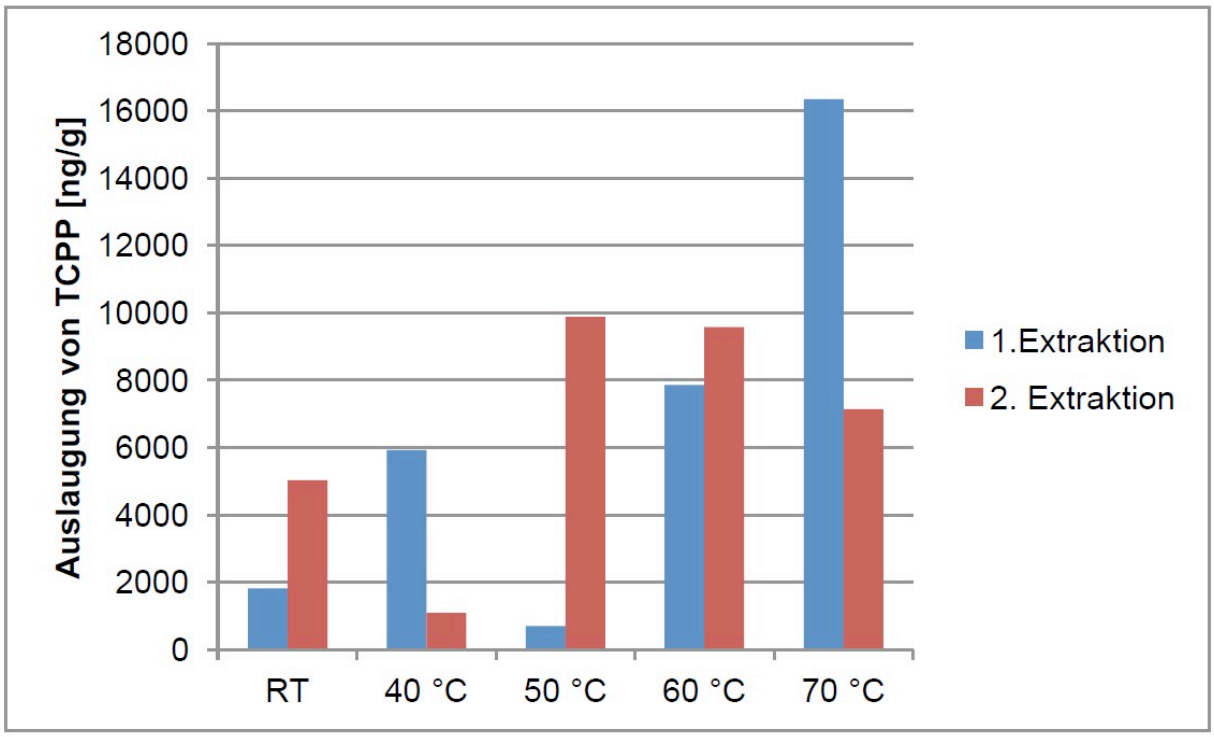


Abbildung 6.26: Auslaugung von TCPP aus Montageschaum.

Bezüglich des TCPPs in der PU-Platte ist ein deutlicher Anstieg der Konzentration mit zunehmender Temperatur bei beiden Durchläufen erkennbar.

Die Ergebnisse der Montageschaum-Proben des zweiten Extraktionsdurchlaufs zeigten keine temperaturabhängige Zunahme der Konzentration. Die gemessen Konzentrationen bei der Auslaugung der PU-Platte sind beim ersten Durchgang höher, als beim Zweiten.

Die Proben des Montageschaums zeigten keine eindeutige Tendenz bezüglich Temperatur oder der Anzahl der Durchläufe. Die gemessene Menge TCPP im Montageschaum ist um den Faktor 1000 Mal höher als in der PU-Platte, laut Verpackungshinweis ist TCPP ein Hauptbestandteil im Montageschaum.

6.3.3 Messung mittels Beregnungsanlage

Für eine möglichst realistische Simulation der Auswaschung von Bioziden und Flammschutzmitteln wurden vier verschiedene Fassadenmodelle nach Tabelle 6.3 (Fassade 1,3,4 und 6) zusammengestellt und mit einer Beregnungsanlage beregnet. Abbildung 6.27 verdeutlicht den Aufbau der verwendeten Fassadenplatten.

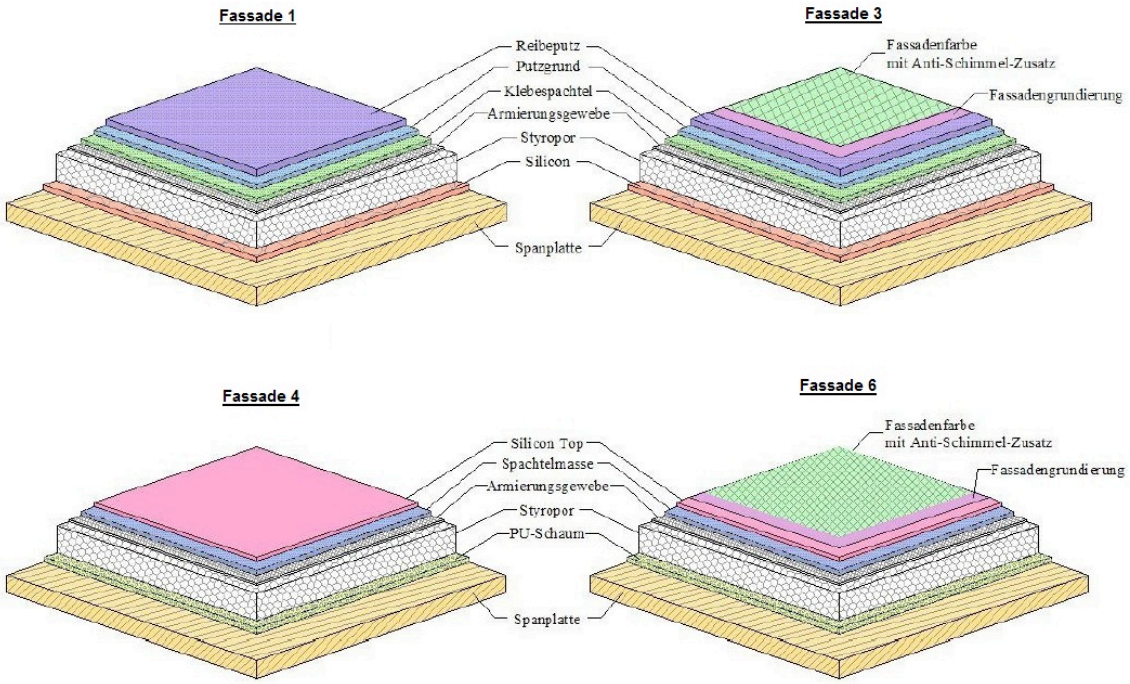


Abbildung 6.27: Schematische Darstellung der vier beregneten Fassadenmodelle.

Ein weiterer Zweck der Beregnung ist es gewesen, zu quantifizieren, ob die Auslaugung durch mehrfache Beregnung variiert. Durch Variationen in Beregnungsdauer sowie Trocknungszeit der Fassadenmodelle sollten realitätsähnliche Schwankungen in der Beregnungsintensität simuliert werden.

Das aufgefangene simulierte Regenwasser wurde mittels SPE aufkonzentriert. Nachdem die Proben in Toluol überführt und auf 1 mL eingeengt wurden, wurden die Proben mittels GC-MS analysiert.

Die Messungen der Negativproben (pures Beregungswasser) enthielten keine Spurenstoffe.

Nachweis von OIT durch Beregnung

Die Proben der Fassaden 3, 4 und 6 enthielten alle OIT. Für Fassade 1 konnte kein OIT nachgewiesen werden. Folglich ist OIT nicht im mineralischen Reibeputz enthalten sondern im Farbanstrich mit Anti-Schimmelzusatz, sowie im Silikontop-Putz.

Nachweis von Terbutryn durch Beregnung

Die Proben des Fassadenmodelles 1 enthielt keinen nachweisbaren Terbutryn Anteil, dagegen wurden alle Proben der Fassaden 3,4 und 6 positiv auf Terbutryn getestet. Terbutryn resultiert folglich aus dem Farbanstrich mit Anti-Schimmelzusatz und dem Silikontop-Putz.

Nachweis von TCPP durch Beregnung

In allen künstlich beregneten Fassadenmodellen konnte kein TCPP nachgewiesen werden. Die einzige Quelle für TCPP, der Montageschaum, lag hinter den anderen Verputzungsschichten und so konnte kein TCPP durch die darüber liegenden Schichten diffundieren und ins Ablaufwasser gelangen.

Konzentrationsverlauf von OIT und Terbutryn nach Beregnung

In den Abbildungen 6.28-6.30 wird der Konzentrationserlauf von OIT und Terbutryn nach den durchgeführten künstlichen Beregnungen grafisch dargestellt. Tendenziell ist zu erkennen, dass mit fortschreitender Beregung eine Abnahme der ausgewaschenen Konzentrationen zu detektieren war. Dies war zu erwarten, da die oberste Schicht der Fassade mit viel Wasser in Kontakt kam und so die meisten Additive ausgewaschen wurden. Die in den tieferen Schichten der Fassade liegenden Spurenstoffe müssen erst durch Diffusion an die Oberfläche transportiert werden, um dort ausgewaschen zu werden.

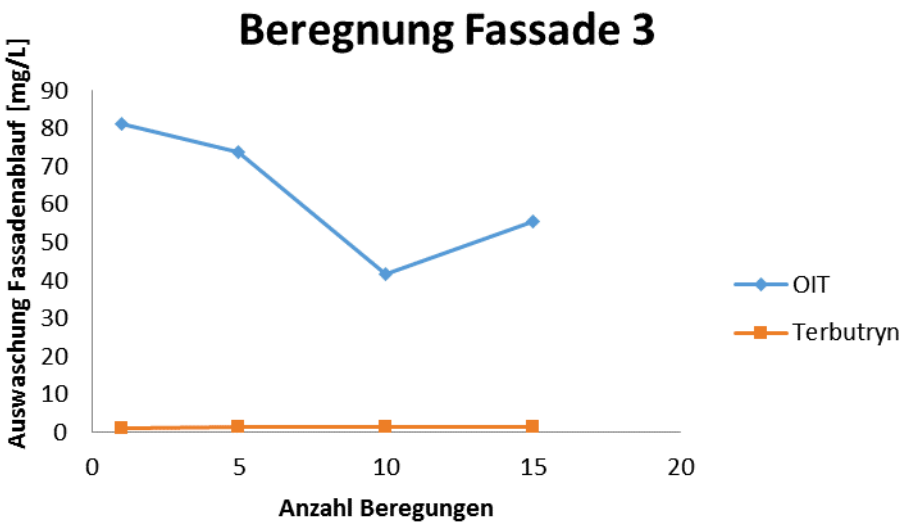


Abbildung 6.28: Konzentrationsverlauf [mg/L] von OIT und Terbutryn im Fassadenablauf nach Beregnung (Fassade 3)

Bei Fassade 3 handelt es sich um einen verwendeten mineralischen Reibeputz, welchem ein Farbanstrich mit Anti-Schimmelzusatz beigefügt wurde. Wie in den ASE-Versuchen zur Auslaugung gezeigt werden konnte, resultieren OIT und Terbutryn aus diesem Anstrich.

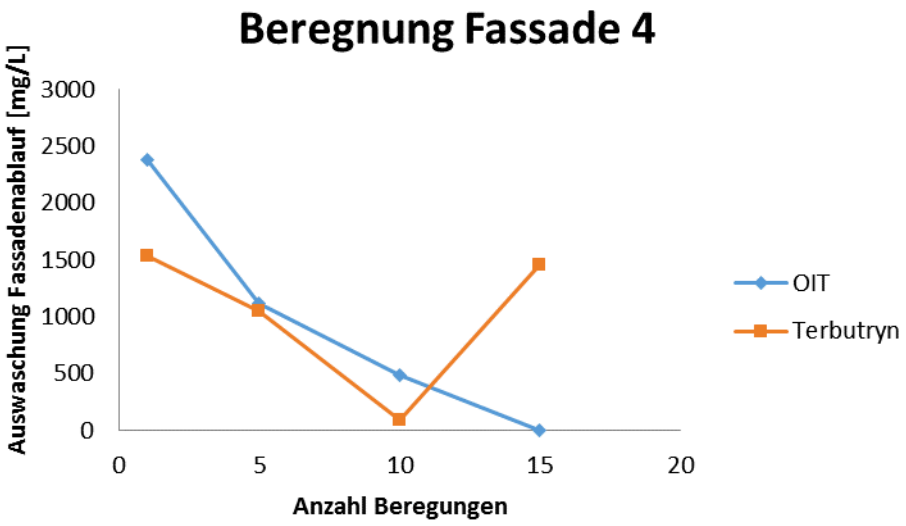


Abbildung 6.29: Konzentrationsverlauf [mg/L] von OIT und Terbutryn im Fassadenablauf nach Beregnung (Fassade 4)

Fassade 4 wurde lediglich mit Silikontop-Putz behandelt, welchem laut Hersteller OIT und Terbutryn zugefügt sind. Daher verwundern die hohen ausgewaschenen Konzentrationen der beiden Substanzen nicht.

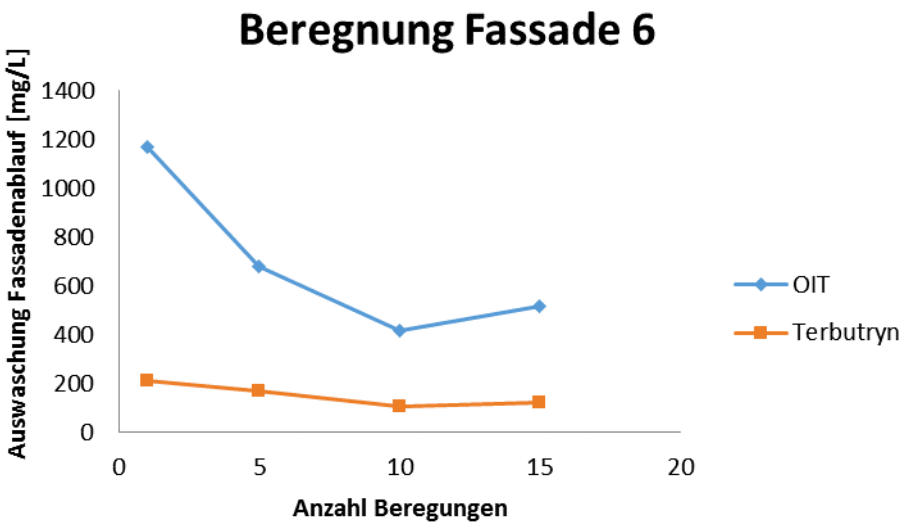


Abbildung 6.30: Konzentrationsverlauf [mg/L] von OIT und Terbutryn im Fassadenablauf nach Beregnung (Fassade 6)

Bei Fassade 6 handelt es sich um einen Silikontop-Putz, welchem zusätzlich ein Farb,- und Antischimmelanstrich zugefügt wurde. Im Vergleich zur Auswaschung von Fassade 4 fällt auf, dass der Konzentrationsverlauf der beiden Substanzen ähnlich ist aber wesentlich weniger im Ablaufwasser detektiert wurde.

6.3.4 Untersuchung von Bodenproben

Im folgenden Versuchsteil wurden Erdproben von drei unterschiedlichen Orten untersucht. Die Proben wurden bewusst an Plätzen, wie einer Baustelle, genommen. Dort wären erhöhte Biozidkonzentrationen zu erwarten. Ebenfalls wurden Stätten gewählt, an denen die Biozidbelastung vermeintlich gering ist. Eine Probe wurde von der Baustelle an der Universität Duisburg – Essen, am Campus Essen, genommen, eine weitere Probe stammt von einer Hausbaustelle in einem Wohngebiet und die letzte Probe war übliche Gartenerde aus einem privaten Garten. Die Erdproben wurden mit den Kennzeichnungen Unisand, Bausand und Garten versehen. Nach den Probenahmen wurde die Erde getrocknet, mit einem Siebschüttler, Siebnetzdurchmesser von 0.5 bis 0.125 mm, fein gesiebt und in mehreren Bechergläsern gesammelt. Für das weitere Vorgehen wurden jeweils 20 g Probenmaterial abgewogen. Als Lösemittel wurde bei der Probenkonzentrierung nach DIN-ISO 13877 Abschnitt 7 Aceton mit n-Hexan und Toluol benutzt. Für die Probenkonzentrierung mit der ASE wurden die Lösemittel destilliertes Wasser, ein 50:50 Gemisch aus Aceton und n-Hexan, MTBE und Toluol verwendet.

Probenkonzentrierung mit der ASE

Für jeden Messdurchgang wurden jeweils sechs abgewogene Bodenproben benötigt. Fünf dieser Proben wurden jeweils mit 100 µL TCPP, OIT und TB, die jeweils eine Konzentration von 10.000 ng/mL hatten, angespikt. Eine weitere Bodenprobe diente als Blank.

Die erste gespikte Probe sowie der Blank wurden auf 25°C erwärmt. Die darauffolgenden Extraktionszellen wurden auf jeweils 40°C, 50°C, 60°C und 70°C erwärmt.

Dieser beschriebene ASE Prozess wurde mit allen drei Bodenproben – Unisand, Bausand und Gartenerde – und mit drei Lösemitteln (Destilliertes Wasser, MTBE und Toluol) durchgeführt.

Messung der Proben nach Verwendung von Wasser

Für die Messung der Proben wurden in der Probenvorbereitung die ASE mit Wasser, für die Erdproben „Bausand“ und „Garten“, verwendet.

Die Proben „Bausand“ und „Garten“ wurden mit Wasser extrahiert. In Abbildung 6.31 sind die Ergebnisse der Proben „Bausand“ und „Garten“ mit den einzelnen Stoffen TCPP, OIT und TB gegen die verwendete ASE Temperatur aufgetragen. Um die Schwankungen der Konzentrationen in den niedrigeren Konzentrationen besser erkennen zu können, wird eine logarithmische Skalierung an der y-Achse verwendet.

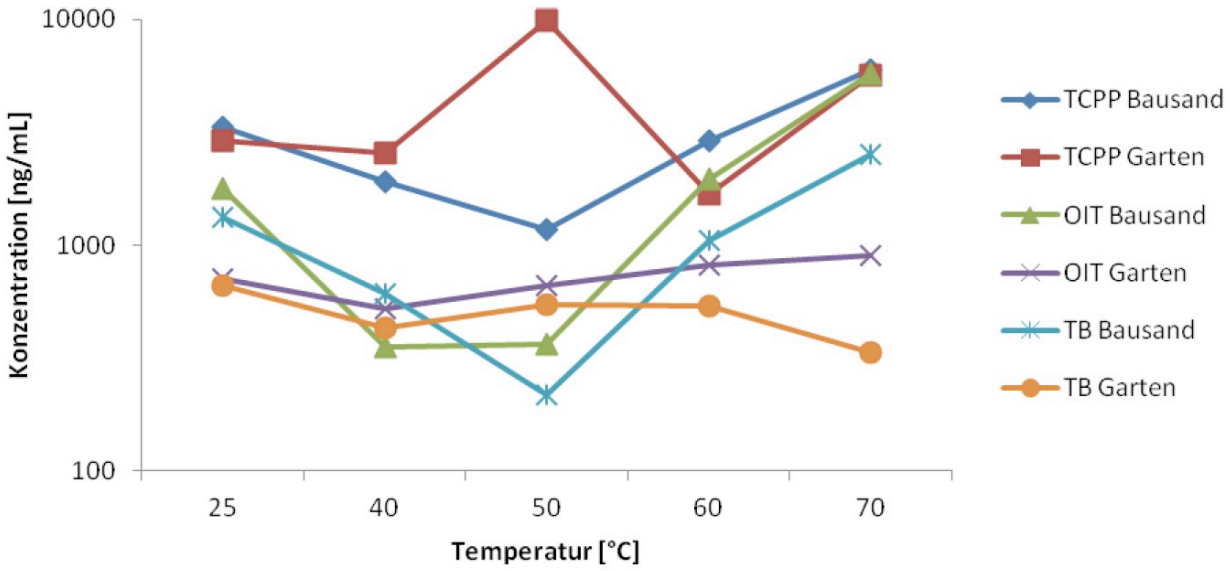


Abbildung 6.31: Logarithmische Auftragung der gemessenen Konzentrationen gegen die Temperatur unter Verwendung von Wasser als Lösungsmittel.

Die ausgelaugten Mengen an TCPP, OIT und Terbutryn nehmen, beginnend bei Raumtemperatur, bis zur Extraktionstemperatur von 50 °C in den Proben „Bausand“ kontinuierlich ab. Anschließend steigt die Menge der Analyten an. Es ist keine direkte Temperaturabhängigkeit bei der Extraktion zu erkennen.

OIT und Terbutryn zeigen keine nennenswerten Tendenzen in den Proben „Garten“. Bei TCPP sind starke Schwankungen der Messwerte zu erkennen.

Messung der Proben nach Verwendung von Toluol

Um die Lösungsmittelabhängigkeit zu untersuchen, wurde im nächsten Versuchsteil Toluol als Lösungsmittel für die Erdproben „Bausand“, „Garten“ und „Unisand“ verwendet. In Abbildung 6.32 sind die Konzentrationen von TCPP, OIT und TB gegen die Extraktionstemperatur aufgetragen.

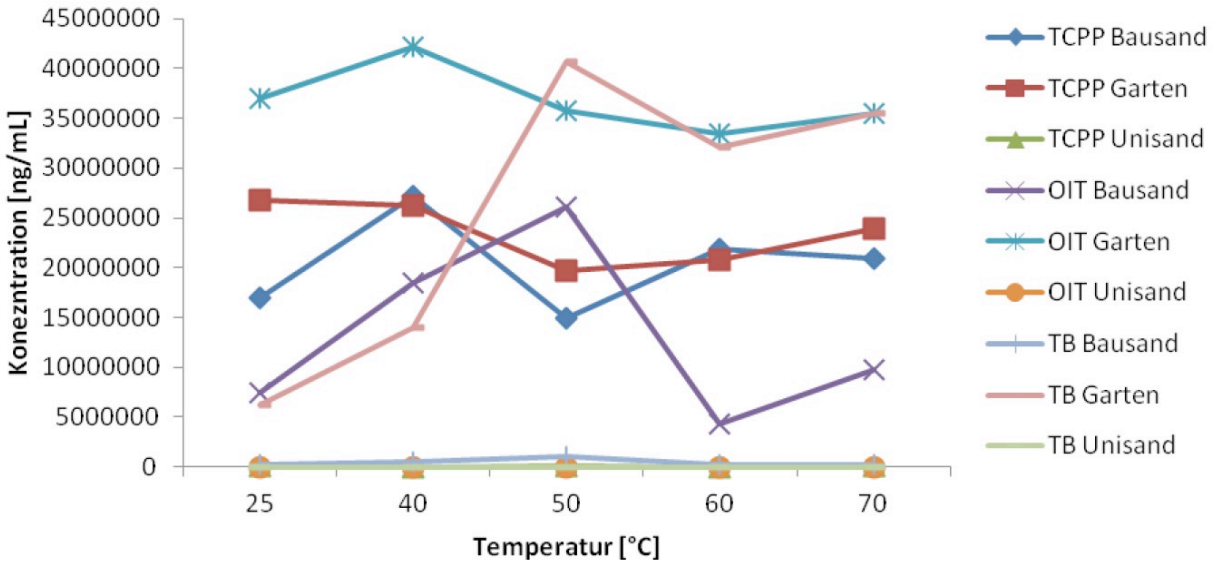


Abbildung 6.32: Logarithmische Auftragung der gemessenen Konzentrationen gegen die Temperatur unter Verwendung von Toluol als Lösungsmittel.

Im Vergleich zur Auswaschung mit Wasser wird aus Abbildung 27 deutlich, dass wesentlich mehr Schadstoffe aus den Bodenproben ausgewaschen werden. Ein klarer Temperaturtrend ist nicht zu erkennen. Ebenfalls wird hier deutlich, dass die Konzentrationen teilweise stark variieren. Zunächst ist zu erkennen, dass die Konzentrationen der Probe „Unisand“ vergleichsweise niedrig sind. Bei näherer Betrachtung der Konzentrationen „Unisand“ gibt es kaum Schwankungen. Tendenziell sind bei den „Garten“-Proben die höchsten Biozidkonzentrationen nachgewiesen worden. Generell unterliegen die Werte jedoch starken Schwankungen. Es ist keine Temperaturabhängigkeit festzustellen.

Messung der Proben nach Verwendung von MTBE

Um einen besseren Vergleich zu haben, wurde zusätzlich für die Extraktion MTBE als Lösemittel verwendet. Hier wurden wie auch zuvor die Proben „Bausand“, „Garten“ und „Unisand“ mit zunehmender Temperatur untersucht (Abbildung 6.33).

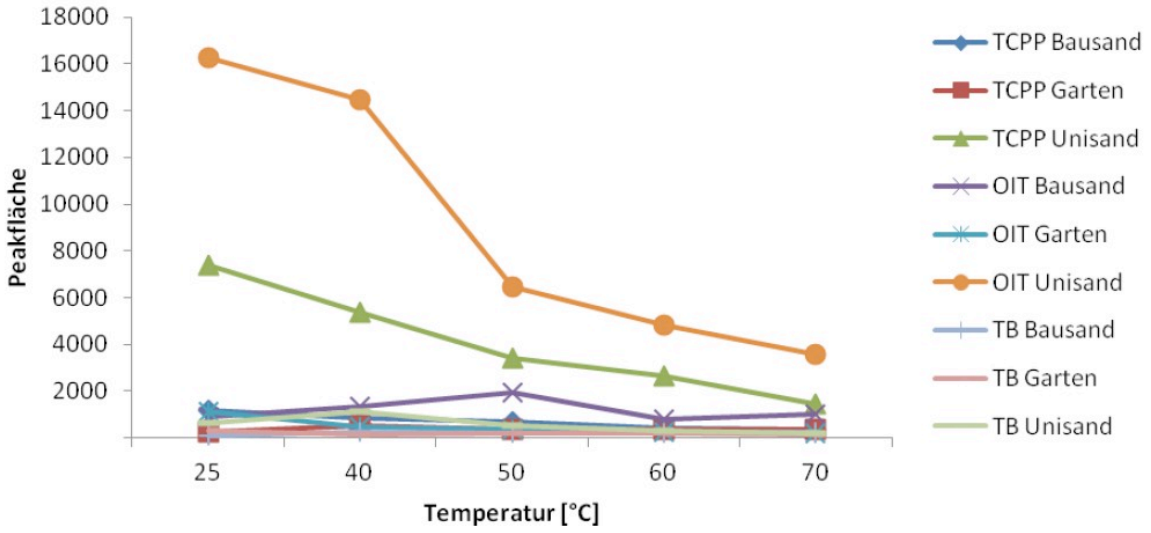


Abbildung 6.33: Logarithmische Auftragung der gemessenen Konzentrationen gegen die Temperatur unter Verwendung von MTBE als Lösungsmittel.

Abbildung 6.33 zeigt nur sehr geringe Konzentrationen der Analyte in den einzelnen Proben. Für die Konzentrationen von TCPP und OIT aus der „Unisand“ Probe ist eine kontinuierliche Abnahme der Konzentration mit zunehmender Temperatur zu erkennen. Für alle anderen Proben sind auch bei genauerer Betrachtung der Werte nur kleine Konzentrationen mit sehr geringen Schwankungen zu erkennen.

Messung der Proben nach der Probenkonzentrierung mit dem Verfahren der DIN-ISO 13877 Abschnitt 7

Für die Probenkonzentrierung nach dem DIN-ISO 13877 Abschnitt 7 Verfahren wurde mit 2 verschiedenen Lösemitteln gearbeitet. Es wurde Toluol und ein Aceton / n-Hexan Gemisch verwendet.

Für OIT wurde nur ein Peak mit Lösemittel Toluol identifiziert.

Um die daraus resultierenden Konzentrationen besser vergleichen zu können, werden die Ergebnisse in dem folgenden Säulendiagramm (Abbildung 6.34) dargestellt.

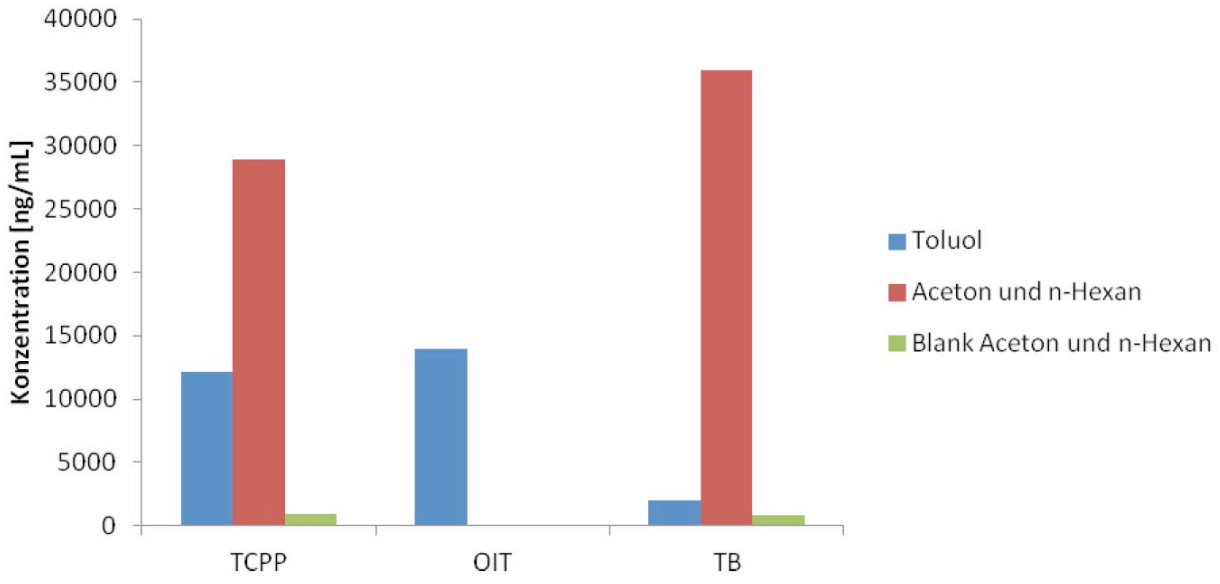


Abbildung 6.34: Säulendiagramm zur Illustrierung der Unterschiede der Löslichkeit von TCPP, OIT und Terbutryn in unterschiedlichen Lösungsmitteln.

Die Konzentrationen von TCPP und TB sind deutlich höher, bei Verwendung eines Lösungsmittelgemisches aus Aceton und n-Hexan.

6.3.5 Eintrag von Bioziden und Flammschutzmitteln in Gewässer

Die zu analysierenden Wasserproben wurden von Oberflächengewässern aus dem Emscher-Landschaftspark (Abbildung 6.35) entnommen. Dazu wurden je Probeort 1 Liter Glasflaschen befüllt und bis zur Analyse kühl gelagert.

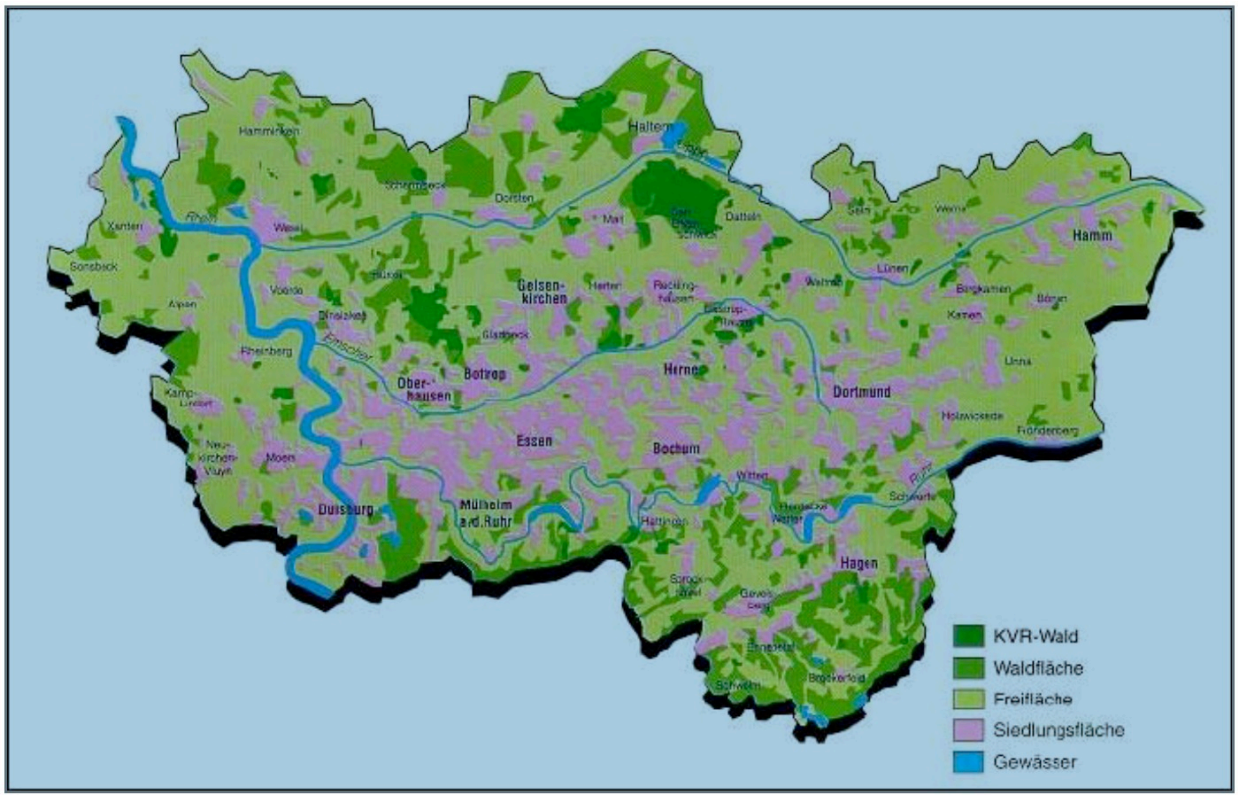


Abbildung 6.35: Emscher-Landschaftspark (ruhrgebiet-regionalkunde.de)

Insgesamt wurden 23 Proben aus urbanen und landwirtschaftlichen Gebieten im Emscher Landschaftspark entnommen. Die Proben wurden durch SPE angereichter, eingeengt und später mittels der bekannten GC-MS Methode auf die Substanzen Terbutryn, TCPP und OIT untersucht. Es konnte jedoch keine dieser Substanzen in den Gewässerproben nachgewiesen werden.

7. Voraussichtlicher Nutzen

Maßnahme 05.1 und 05.2

Insbesondere Kanalnetzbetreiber, Stadtwerke, gewerbliche Zisternenhersteller oder im konkreten Fall die Emschergenossenschaft zeigen ein gesteigertes Interesse an den Ergebnissen der Untersuchung. Im Rahmen der Zukunftsvereinbarung Regenwasser können intelligente Zisternen zur Abkopplung industriell geprägter Flächen beitragen.

Weiterhin zeigten die Teilnehmer der Studie großes Interesse am weiteren Betrieb der Anlagen. So ist die Integration intelligenter Zisternen in die Umgebung eines „smart Homes“, also einer intelligenten Steuerung von Gebäudekomponenten (wie z.B. Rollläden, die bei Dunkelheit selbstständig herunter fahren, die Markise, die sich ab einer bestimmten Windstärke von selbst einfährt, usw.), durchaus denkbar.

Das Institut für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft bildet Studenten an der Universität Duisburg-Essen aus und wird die Forschungsergebnisse mit in die Lehrtätigkeit (Vorlesung, Sommeruni etc.) einfließen lassen. Hierbei handelt es sich vor allem um die Vorlesungsfächer des Masterstudiengangs „Infrastruktur und Umwelt“.

Maßnahme 05.3

Durch die Ergebnisse der Beregnungsversuche konnte gezeigt werden, dass die Verwendeten Additive OIT und Terbutryn aus den Fassaden ausgewaschen werden und so in die Umwelt gelangen. TCPP spielte lediglich bei den PU-Platten und dem Montageschaum eine Rolle, welche in der Realität meist nur beim Rohbau oder während Sanierungsarbeiten mit Regen in Kontakt kommen und es so zu einer Auslaugung kommt. Ein Interesse an den Ergebnissen wurde von der Emschergenossenschaft gezeigt.

Allerdings gab es keine Zusammenarbeit mit Herstellern von Dämm,- und Verputzungsmaterialien. Für die Hersteller wären die Ergebnisse von großem Interesse, da sie so über Alternativen nachdenken könnten, welche sie ihren Produkten besetzen.

Die Arbeitsgruppe IAC, der Universität Duisburg-Essen, bildet Studenten in den Fächern Chemie und Water Science aus und vermittelt das Wissen rund um das Thema dieses Forschungsvorhabens. Im Rahmen dieses Projektes konnten mehreren Master Studenten, in Form von Praktika und Abschlussarbeiten, ihr Wissen erweitern.

8. Fortschritt auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen

Maßnahme 05.1 und 05.2

Einen Fortschritt auf dem Gebiet des Verbundvorhabens bei anderen Stellen ist nicht bekannt. Die Idee der Nutzung der Abwasserkanäle als Nahwärmeleitungen wurde bisher ausschließlich im Rahmen dieses abgeschlossenen Projekts vorgenommen.

Maßnahme 05.3

Die Ergebnisse zu den durchgeführten Toxizitätstests der verwendeten Substanzen können dem Schlussbericht von TP 07 entnommen werden.

Die Idee der Entwicklung eines Schnelltests zur Auslaugung von organischen Spurenstoffen aus Dämm,- und Verputzungsmaterialien wurde bisher ausschließlich im Rahmen dieses Projekts vorgenommen. Daher gibt es keine bekannten Fortschritte von anderen Stellen.

9. Erfolgte und geplante Veröffentlichungen der Forschungsergebnisse

Maßnahme 05.1 und 05.2

Keser, B.; Mietzel, T.; Widmann, R.: Nutzung von Abwasserkanälen als Nahwärmeleitung; Abschlusskonferenz KuLaRuhr 2014, Deutschland, Essen, 23.10-24.10.2014

Keser, B.; Mietzel, T.; Widmann, R.: Intelligente Steuerung dezentraler Regenwasserspeicher; Abschlusskonferenz KuLaRuhr 2014, Deutschland, Essen, 23.10-24.10.2014

Zydorczyk, S.; Keser, B.; Mietzel, T.: Neue Strategie zur Regenwasserspeicherung durch "intelligente" Steuerung dezentraler Zisternen. 20. Simba-Anwendertreffen, Leipzig, 28-29 Mai 2013

Schmuck, S.; Keser, B.; Mietzel, T.: Neue Strategie zur Regenwasserspeicherung durch „intelligente“ Steuerung dezentraler Zisternen. Vortrag im Rahmen der Statuskonferenz "Nachhaltiges Landmanagement", Berlin, 17.04.-19.04.2013

Keser, B.; Mietzel, T.: New strategies for decentralized stormwater storage by controlled cisterns, Stormwater 2012 Conference, Melbourne, Australien, 15.-19. Oktober 2012

Maßnahme 05.3

Eltfeld, J.; Schmidt, T.C.: Eintrag von Spurenstoffen durch niederschlagsbedingte Auswaschungen von gedämmten Gebäudefassaden; Vortrag im Rahmen der Abschlusskonferenz KuLaRuhr 2014, Essen, 23.10-24.10.2014

Eltfeld, J.; Schmidt, T.C.: Eintrag von Spurenstoffen durch niederschlagsbedingte Auswaschungen von gedämmten Gebäudefassaden; Poster im Rahmen der SETAC GLB, Essen, 23.-26. September 2013

Eltfeld, J.; Schmidt, T.C.: Leaching of additives from facade panels by artificial rain fall under laboratory conditions, Vortrag und Poster im Rahmen der 23. SETAC Europe, Glasgow (Schottland), 12.-16. Mai 2013

Eltfeld, J.; Schmidt, T.C.: Eintrag von Spurenstoffen durch niederschlagsbedingte Auswaschungen von gedämmten Gebäudefassaden; Vortrag und Poster im Rahmen der Statuskonferenz "Nachhaltiges Landmanagement", Berlin, 17.04.-19.04.2013

Eltfeld, J.; Schmidt, T.C.: Eintrag von Spurenstoffen durch niederschlagsbedingte Auswaschungen von gedämmten Gebäudefassaden; Poster im Rahmen der ANAKON 2013, Essen, 4.-7. März 2013

Eltfeld, J.; Schmidt, T.C.: Eintrag von Spurenstoffen durch niederschlagsbedingte Auswaschungen von gedämmten Gebäudefassaden; Poster im Rahmen der gemeinsamen Jahrestagung von SETAC GLB und Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie der GDCh, Leipzig, 10. - 13. September 2012

Literatur

Aerobic Mineralisation in Surface Water – Simulation Biodegradation Test gemäß OECD Guideline 309, Sicherheitsdatenblatt Baumit SanierLösung, 2008. http://www.baumit.at/upload/pimdam/sdb/SDBL_WBI_SanierL_sung.pdf (Stand 25.04.2014).

Bester, K.; Lamani, X. (2010): Determination of biocides as well as some biocide metabolites from facade run-off waters by solid phase extraction and high performance liquid chromatographic separation and tandem mass spectrometry detection. Journal of Chromatography A, 1217, 5204-5214.

Bollmann, U.E.; Vollertsen, J.; Carmeliet, J.; Bester, K. (2014): Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment – Concentrations, mass loads and emission processes. Water Research, 56, 66-67.

Breuer, K.; Hofbauer, W.; Krueger, N.; Mayer, F.; Scherer, C.; Schwerd, R.; Sedlbauer, K. (2012): Bauphysik, 34 (4), 170-180.

Breuer, K.; Mayer, F.; Scherer, C.; Schwerd, R.; Sedlbauer, K. (2012): Wirkstoffauswaschung aus hydrophoben Fassadenbeschichtungen: verkapselte versus unverkapselte Biozidsysteme. Bauphysik, 34 (1), 19-23.

Bürgi, D. (2007): Projekt BIOMIK – Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern. Teilprojekt 1: Priorisierung von bioziden Wirkstoffen, Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU).

Buri, R.; Kobel, B. (2004): Wärmenutzung aus Abwasser - Leitfaden für Inhaber, Betreiber und Planer von Abwasserreinigungsanlagen und Kanalisationen. BFE - Bundesamt für Energie. Bern/Zürich.

Buri, R.; Kobel, B. (2005):Energie aus Kanalabwasser - Leitfaden für Ingenieure und Planer. Deutsche Bundestiftung Umwelt. Osnabrück/Bern.

Burkhardt, M.; Junghans, M.; Zuleeg, S., Schoknecht, U., Lamani, X., Bester, K., Vonbank, R.; Simmler, H.; Boller, M. (2009): Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, 21 (1), 36-47.

Burkhardt, M.; Kupper, T.; Hean, S.; Haag, R.; Schmid, P.; Kohler, M.; Boller, M. (2007): Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems. Water Sci. Technol., 56 (12), 63-67.

Burkhardt, M.; Zuleeg, S.; Vonbank, R.; Schmid, P.; Hean, S.; Lamani, X.; Bester, K.; Boller, M. (2011): Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. Water Sci. Technol., 63 (9).

Burkhardt, M.; Vonbank, R. (2011): Auswaschung von verkapselten Bioziden aus Fassaden. Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU).

Burkhardt, M.; Dietschweiler, C. (2013): Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz. Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU).

Denecke, M. (2007):Neue Ansätze zur Beschreibung biologischer Systeme in Abwasser- und Abfallbehandlungsanlagen: Methoden und Anwendung. Habilitationsschrift am Institut für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft der Universität Duisburg-Essen. Essen.

DWD. 2013. www.dwd.de. Deutscher Wetterdienst. [Online] 1. 8 2013. [Zitat vom: 1. 8 2013.] www.dwd.de.

ECOTOX Datenbank des amerikanischen Umweltbundesamtes US EPA. http://cfpub.epa.gov/ecotox/ (Stand 25.04.2014).

European Parliament and Council, 1998. Off. J. Eur. Union L, 123.

Feuerpfeil, I.; Botzenhart, K. (2008): Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis. Wiley-VCH-Verlag. Weinheim.

GESTIS Stoffdatenbank, Gefahrstoffinformationssystem der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung, www.dguv.de/ifa/stoffdatenbank (Stand 25.04.2014).

Hesse, M.; Meier, H.; Zeeh, B. (2013): Spektroskopische Methoden in der organischen Chemie. Georg Thieme Verlag.

Hoff, C.; Mikosch, T.; Schulte, A.; Seranski, P. (2007): Hybridisierungen**.** In Gentechnische Methoden. Eine Sammlung von Arbeitsanleitungen für das molekularbiologische Labor. Spektrum Akademischer Verlag. München.

Horlacher, H.-B. (2003): Globale Potentiale der Wasserkraft. Externe Expertise für das WBGU-Hauptgutachten "Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit"**.** WBGU - Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. Berlin/ Heidelberg.

Kahle, M.; Nöh, I. (2009): Biozide in Gewässern - Eintragspfade und Information zur Belastungssituation und deren Auswirkungen. Umweltbundesamt.

Künzel, H.M. (2010): Außendämmung bei Bestandsbauten – Schäden, Ursachen, Instandsetzung. Frauenhofer IBP, Frankfurter Bautage, http://www.rkw.de/fileadmin/media/Dokumente/Publikationen/Frankfurter_Bautage_2010_Kunzel.pdf (Stand 06.05.2014).

Lányi, K.; Dinya, Z. (2005): Photodegradation study for assessing the environmental fate of some triazine-, urea- and thiolcarbamate-type herbicides. Microchemical Journal, 80 (1), 79-87.

Leisewitz, A.; Kruse, H.; Schramm, E. (2001): Erarbeitung von Bewertungsgrundlagen zur Substitution umweltrelevanter Flammschutzmittel. Forschungsbericht 297 44 542, Band 1, Umweltbundesamt.

Luft, A.; Wagner, M.; Ternes, T.A. (2014): Transformation of Biocides Irgarol and Terbutryn in the Biological Wastewater Treatment. Environ. Sci. Technol., 48, 244-254.

Metzger, J.W.; Möhle, E. (2001): Flammschutzmittel in Oberflächengewässern, Grundwässern und Abwässern – Eintragspfade und Gehalte. BWPLUS-Berichtsreihe.

Meyer, J.; Bester, K.; Environ, J. (2004): Organophosphate flame retardants and plasticisers in wastewater treatment plants. Monit., 6, 599-605.

Müller, E.A.; Kobel; B. (2004): Wärmnutzung aus Abwasserkanälen - Eine regenerative Energiequelle mit großem Potenzial**.** BFE- Bundesamt für Energie. Zürich/ Bern.

Müller, E. A. (2009): Wärmegewinnung aus Abwasser. Energiequelle für kommunale Bauten mit Potenzial. In Der Bayerische Bürgermeister 6/2009, S. 242-245.

Müller, E.A.; Schmid,F.; Kobel, B. (2009): Heizen und Kühlen mit Abwasser- Ratgeber für Bauträger und Kommunen. DBU - Deutsche Bundestiftung Umwelt; Bundesverband Wärmepumpe e.V.; Institut Energie in Infrastrukturanlagen. Osnabrück/Berlin/Zürich.

Müller, E.A.; Butz, J. (2010):Abwasserwärmenutzung –Erfahrungsbericht über Planung und Bau der Anlage in Bretten**.** In KA-Korrespondenz Abwasser, Abfall · 2010 (57), Nr. 8. GFA -Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V.. Zürich/Stuttgart.

Online-Datenbank Rigoletto des deutschen Umweltbundesamtes UBA, Einstufung der Wassergefährdungsklasse nach der Verwaltungsvorschrift wassergefährdender Stoffe (VwVwS), 2005. http://webrigoletto.uba.de/rigoletto (Stand 25.04.2014).

Otto, M. (2011): Analytische Chemie. John Wiley & Sons.

Popp, P.; Keil, P.; Möder, M.; Paschke, A.; Thuss, U. (1997): Application of accelerated solvent extraction followed by gas chromatography, high-performance liquid chromatography and gas chromatography–mass spectrometry for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons, chlorinated pesticides and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in solid wastes. J. Chromatogr A, 774, 203–211.

Quednow, K.; Püttmann, W. (2007): Monitoring terbutryn pollution in small rivers of Hesse. J. Environ Monit., 9, 1337-1343.

Quirmbach, M.; Freistühler, E.; Papadakis, I. (2012): Ausswirkungen des Klimawandels in der Emscher-Lippe-Region: Analysen zu den Parametern Lufttemperatur und Niederschlag. 2012.

Rafoth, A.; Gabriel, S.; Sacher, F.; Brauch, H. (2007): Analysis of isothiazolinones in environmental waters by gas chromatography–mass spectrometry. J. Chromatogr. A, 1164, 74-81.

Ran, Y.; Sun, K.; Ma, X.; Wang, G.; Grathwohl, P.; Zeng, E. Y. (2007): Effect of condensed organic matter on solvent extraction and aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and sediments. Environmental pollution, 148(2), 529-538.

Regnery, J.; Püttmann, W. (2009): Organophosphorus Flame Retardants and Plasticizers in Rain and Snow from Middle Germany. CLEAN – Soil, Air, Water, 37(4-5) 334-342.

Richter, B.E.; Jones, B.A.; Ezzell, J.L.; Porter, N.L. (1996): Accelerated Solvent Extraction: A Technique for Sample Preparation. Anal. Chem., 68, 1033-1039.

Rometsch, L.; Bennerscheidt, C.; Kobel, B.; Müller, E.A. (2005):Wärmegewinnung aus Abwasserkanälen – Kurzbericht, IKT-Institut für unterirdische Infrastruktur. Gelsenkirchen.

Scheithauer, M. (2013): Optimierung eines Schnelltests zur Auslaugung organischer Spurenstoffe aus Isolations- und Verputzungsmaterialien mittels ASE. Bachelorarbeit, Universität Duisburg-Essen.

Schönwiese, C.-D. und Trömel, S. (2011a): Änderungen der Eintrittswahrscheinlichkeit von Extremereignissen in Deutschland. WARNSIGNAL KLIMA: Genug Wasser für alle?

Schönwiese, C.-D. und Trömel, S. (2011b): Langzeitänderung des Niederschlags in Deutschland. WARNSIGNAL KLIMA: Genug Wasser für alle?

Schoknecht, U.; Gruycheva, J.; Mathies, H.; Bergmann, H.; Burkhardt, M. (2009): Leaching of Biocides Used in Facade Coatings under Laboratory Test Conditions. Environ. Sci. Technol., 43, 9321-9328.

Wellenreuther, G.; Zastrow, D. (1987): Speicherprogrammierte Steuerungen 1 SPS. Brauenschweig : Vieweg, 1987.

Wolf, S. (2013):Vortrag mit dem Thema: Wärmepumpen: Funktion, Einsatzgrenzen und Jahresarbeitszahlen. Universität Stuttgart.