

Modellhafte Entwicklung eines stadtnahen Feuchtgebietes – das Rastatter Bruch

– Endbericht –



Projektlaufzeit: 01.04.2022–31.03.2025

Projektleitung: Dr. Christian Damm

Bearbeitung: Lars Gerstner, Leonard Pfaff, Jan Wienhöfer, Reza Erami, Aaron Winarske, Mareike Roeder, Nadine Geisenhof, Viola Bachmann, Servane Gaudefroy, Pascal Winkelmann

Rastatt/Karlsruhe, November 2025

Danksagung

Folgenden Personen haben diese Untersuchungen in der ein oder anderen Weise mit Ihren Informationen und Hinweisen zum Rastatter Bruch unterstützt, wofür wir Ihnen an dieser Stelle herzlich danken möchten: Herr Hauns als Bewirtschafter, Wolfgang Huber, Martin Klatt, Volker Späth und Martin Baumgärtner als langjährige Kenner des Gebietes, Andreas Kühn und Herr Doll als Planer im Gebiet. Die wissenschaftliche Bearbeitung wurde von diversen Abteilungen und Mitarbeitern des KIT in bester Kooperation unterstützt. Genannt seien Jan Wienhöfer und Reza Erami vom IWU-Institut für Hydrologie, Stephan Fuchs und Karoline Morling vom Institut für IWU-Siedlungswasserwirtschaft. Letztere betreuten die Studentinnen Servane Gaudefroy und Viola Bachmann mit, deren Abschlussarbeiten wichtige Beiträge zu dieser Studie lieferten. Frank Seidel und Christopher Ulrich vom IWU-Institut für Wasserbau sowie Reiner Gebhardt und Martin Kull vom Institut für Geographie und Geoökologie sei für die Unterstützung bei den Bodenanalysen und bei der Messtechnik gedankt.

Mit großem Engagement hat uns Dr. Siegfried Schloss, der zwischenzeitlich leider verstorben ist, mit seiner moorkundlichen Expertise und aufwändigen Laborarbeiten unterstützt.

Unser Dank gilt im Besonderen auch der Umweltstiftung Rastatt für die Förderung der Moordatierungen, die im Projekt sonst nicht möglich gewesen wären.

Des Weiteren gebührt unser Dank dem Umweltministerium BW, das eine Teilfinanzierung speziell für den qualitativen wasserwirtschaftlichen Teil beigesteuert hat.

Inhalt

1	Einleitung	1
1.1	Untersuchungsgebiet	1
1.1.1	Kampfmittelbelastungen.....	3
1.2	Ziele und Fragestellungen des Projektes.....	3
2	Vegetation und Flora	6
3	Klimamessungen: Regenmesser, Temperatur, Luftfeuchte	14
4	Mooruntersuchungen	15
4.1	Bestimmung des Mooralters – Radiokarbonmethode	19
4.2	Weitere Mooruntersuchungen – Moortransekte.....	21
4.2.1	Probennahme und Aufbereitung.....	21
4.2.2	Analyse des C/N-Verhältnisses	23
4.2.3	Analyse der organischen Bodensubstanz (OBS).....	24
4.2.4	Berechnung Volumen und Kohlenstoffgehalt Rastatter Bruch	25
4.2.5	Ergebnis Organ. Bodensubstanz (OBS) und organ. Kohlenstoffgehalt (C _{org}).....	26
5	Wasserhaushalt: Wassermengenbilanz.....	27
5.1	Grundwasser: Messstellen und Auswertungen.....	27
5.2	Tensiometermessungen	31
5.3	Abflussmessungen und Volumenermittlung.....	34
5.3.1	Zuflussmessung	34
5.3.2	Weitere Abflussmessungen.....	37
5.4	Lokale Wasserbilanz	38
5.5	Wasserbilanzszenarien	42
6	Wasserhaushalt: Wasserqualität	47
6.1	Schadstoffuntersuchungen.....	47
6.2	Bodenschadstoffproben: Methodik und Ergebnisse.....	48
6.2.1	Verteilung der Schadstoffbelastungen.....	51
6.2.2	Mögliche Schadstoffquellen	53
6.3	Wasserproben: Methodik und Ergebnisse	54
6.4	Schadstoffe in urbanem Abwasser	56
6.5	Abwasserbehandlung – Wasseraufbereitung	59
6.5.1	Sedimentationsbecken	60
6.5.2	Retentionsbodenfilter	61
6.5.3	Dezentrale Vorklärung im Siedlungs-Einzugsgebiet	63
7	Vernässungsoptionen NSG Rastatter Bruch.....	65

7.1	Staukonzept	65
7.1.1	Einstaubereiche	67
7.1.2	Grabenverschlüsse: Bauweisen	69
7.1.2.1	Grabenverschluss nach Zuger Methode	69
7.1.2.2	Grabenverfüllung	70
7.1.2.3	Messwehr als Grabenverschluss	70
7.1.3	Probestau-Maßnahmen im Projekt	72
7.1.3.1	Probestau 1	72
7.1.3.1.1	Ergebnis Probestau 1	74
7.1.3.2	Probestau 2	76
7.1.3.2.1	Ergebnis Probestau 2	76
7.1.3.3	Probestau 3	78
7.1.3.4	Weitere Probestaumaßnahmen	79
7.1.4	Einzelstaumaßnahmen	80
7.1.5	Vermeidung von Versickerung im Hauptgraben	84
7.1.6	Externe Auswirkung des Grabenverschlusses	84
8	Weitere Maßnahmen	89
8.1	Maßnahme Vermeidung von Bodenschäden	89
8.2	Entwicklung Bruchwiesengraben	90
8.3	Entwicklung Riedkanal	93
8.4	Beweidung als Managementoption	93
8.5	Gehölzreduktion	94

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes und der Einzugsgebiete	1
Abb. 2: Übersicht der Vegetationsaufnahmen im Projekt.....	7
Abb. 3: Messstation: Regenmesser, Temperatur- und Luftfeuchtesensor.....	14
Abb. 4: Tonige Mudde und Schwarzerlen-reiche Torfe (Profilausschnitte).....	16
Abb. 5: Erlenholz-Makrorest, Seggentorf und Schilffreste.....	17
Abb. 6: Vererdeter Oberboden mit krümeliger Struktur	18
Abb. 7: Probennahme mit der Moorklappsonde.....	19
Abb. 8: Transekt 2: Bodenprofile von West nach Ost	21
Abb. 9: Übersicht der Bodenbeprobungstransekte im Projekt.....	22
Abb. 10: Transekt 1: Bodenprofile von West nach Ost.....	23
Abb. 11: Moorprofil im Rastatter Bruch (Transekt 2)	25
Abb. 12: Verbreitung des Haupt-Torfkörpers im Rastatter Bruch	26
Abb. 13: Grundwasserganglinie 1973-2026 (LUBW-Messstelle Saatguthof)	27
Abb. 14: Grundwasserstand der letzten vier Dekaden im Boxplot.....	28
Abb. 15: Lage der Tensiometer- und Grundwassermessstellen.....	29
Abb. 16: Grundwasserganglinien aller Projektmessstellen	30
Abb. 17: Saugspannung und Niederschlag - Standort T1-1.....	31
Abb. 18: Saugspannung und Niederschlag - Standort T1-2.....	32
Abb. 19: Saugspannung und Niederschlag - Standort T1-3.....	33
Abb. 20: Thomson-Messwehr: Front- und Aufsicht mit Drucklogger	34
Abb. 21: Zulauf Münchfeld: Tageswerte gemessen/berechnet	35
Abb. 22: Zulauf Münchfeld: Monatssummen (mit Datenlücke Juli 2024).....	36
Abb. 23: Niederschlag und Grundwasserniveau 2022 (Erami 2023).....	41
Abb. 24: Szenario 1: Monatlich verfügbares Wasser (Erami 2023).....	43
Abb. 25: Szenario 2: Monatlich verfügbares Wasser (Erami 2023).....	44
Abb. 26: Szenario 3: Monatlich verfügbares Wasser (Erami 2023).....	44
Abb. 27: Szenario 4: Monatlich verfügbares Wasser (Erami 2023).....	45
Abb. 28: Grundwasserspiegeländerung in den Szenarien 1-4	45
Abb. 29: Probenentnahme mit dem Stechzylinder (Gaudefroy 2024)	48
Abb. 30: Lage der fünf Probestandorte im Rastatter Bruch.....	49
Abb. 31: Verteilung der Zink-Gehalte in Boden und Sediment.....	52
Abb. 32: Funktionsschema eines Sedimentationsbeckens	61
Abb. 33: Schema eines Retentionsbodenfilters (Anselm 2019)	61
Abb. 34: Dezentrale Entwässerungs- und Wasserreinigungsmethoden.....	64
Abb. 35: Abgrenzung der im Text genannten Einstaubereiche	68
Abb. 36: Schemazeichnung Spundwand aus Douglasien-Holz.....	69
Abb. 37: Schemazeichnung Edelstahl-Messwehr 'Im Rheinfeld'.....	71
Abb. 38: Messwehr im Zuflussrohr Kehler Straße.....	71
Abb. 39: Modellprognose der Einstauhöhen 2024	73
Abb. 40: Einbau des ersten BigPack-Staus 'Im Rheinfeld'	74
Abb. 41: Eingebaute Sandsäcke und funktionsfähiger Endzustand	74
Abb. 42: Vergleich der Wasserstandganglinien benachbarter Messstellen	75
Abb. 43: Einbau Stau 2 und fertiger Stau.....	76
Abb. 44: Stauwirkung von Stau 2 (GW03, GW04, Vergleich Saatguthof)	77
Abb. 45: Holzstauwand: vor, im Bau und nach der Umsetzung	78
Abb. 46: Rohr Stau 3 'Deponieecke' mit Sandsack-Verschluss	79

Abb. 47: Lage der Maßnahmen(-vorschläge) im Untersuchungsgebiet	80
Abb. 48: Profil des Grabens Kehler Straße unten am Hochufer	84
Abb. 49: Übersicht der Profillinien und Grundwassermessstellen	85
Abb. 50: Geländeprofil Acker 'Im Rheinfeld' nach Südosten	86
Abb. 51: Geländeprofil Acker 'Im Rheinfeld' bis zum Naturschutzgebiet	86
Abb. 52: Grundwasserganglinie an Messstelle 11	87
Abb. 53: Geländeniveau 113,0-113,2 m ü. NHN im Ackerbereich	88
Abb. 54: Fahrspuren durch schwere Fahrzeuge	89
Abb. 55: Maßnahmenkarte Bruchwiesengraben	91

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Vegetationstabelle: Frisch- und Feuchtwiesen 2024.....	8
Tab. 2: Vegetationstabelle: Frisch- und Feuchtwiesen 2023.....	9
Tab. 3: Vegetationstabelle: Seggenrieder und Schilfröhricht.....	11
Tab. 4: Vegetationstabelle: Grauweidengebüsch.....	12
Tab. 5: Gesamtartenliste der vegetationskundlichen Aufnahmen	13
Tab. 6: Ergebnisse C/N und OBS, Bodenfeuchte, C-Gehalte	24
Tab. 7: Ergebnisse der Schadstoffuntersuchungen (TZW-Labor 2024)	50
Tab. 8: Wasseranalysen im Siedlungszulauf (Zusammenfassung)	55
Tab. 9: Punktueller Nitrat- und Orthophosphatmessungen:	55
Tab. 10: Schadstoffe urbaner Oberflächenwässer und ihre Quellen	58
Tab. 11: Liste der Staumaßnahmen	81

1 Einleitung

1.1 Untersuchungsgebiet

Das Naturschutzgebiet „Rastatter Bruch“ liegt am westlichen Rand der Stadt Rastatt in Baden-Württemberg am Hochufer der morphologischen nacheiszeitlichen Rheinaue in einer Entfernung von circa 6 km zum Rhein. Es ist 75,2 ha groß (lt. VO vom 19.12.1990). Die Bearbeitung des Projektes betrifft vor allem den zentralen und östlichen Teil des Naturschutzgebietes vom Riedkanal im Westen bis zum Hochufer im Osten sowie vom Westring/Stadtpark im Norden bis zum Ende der Deponie/Bahnlinie im Süden. Für die hydrologischen Betrachtungen wurde das Einzugsgebiet der Oberflächenabwässer, welches die angrenzende Niederterrasse, namentlich das östlich angrenzende Merzeau-Gelände sowie das östlich anschließenden Wohngebiet Münchfeld, umfasst hinzugenommen (s. Abb. 1).

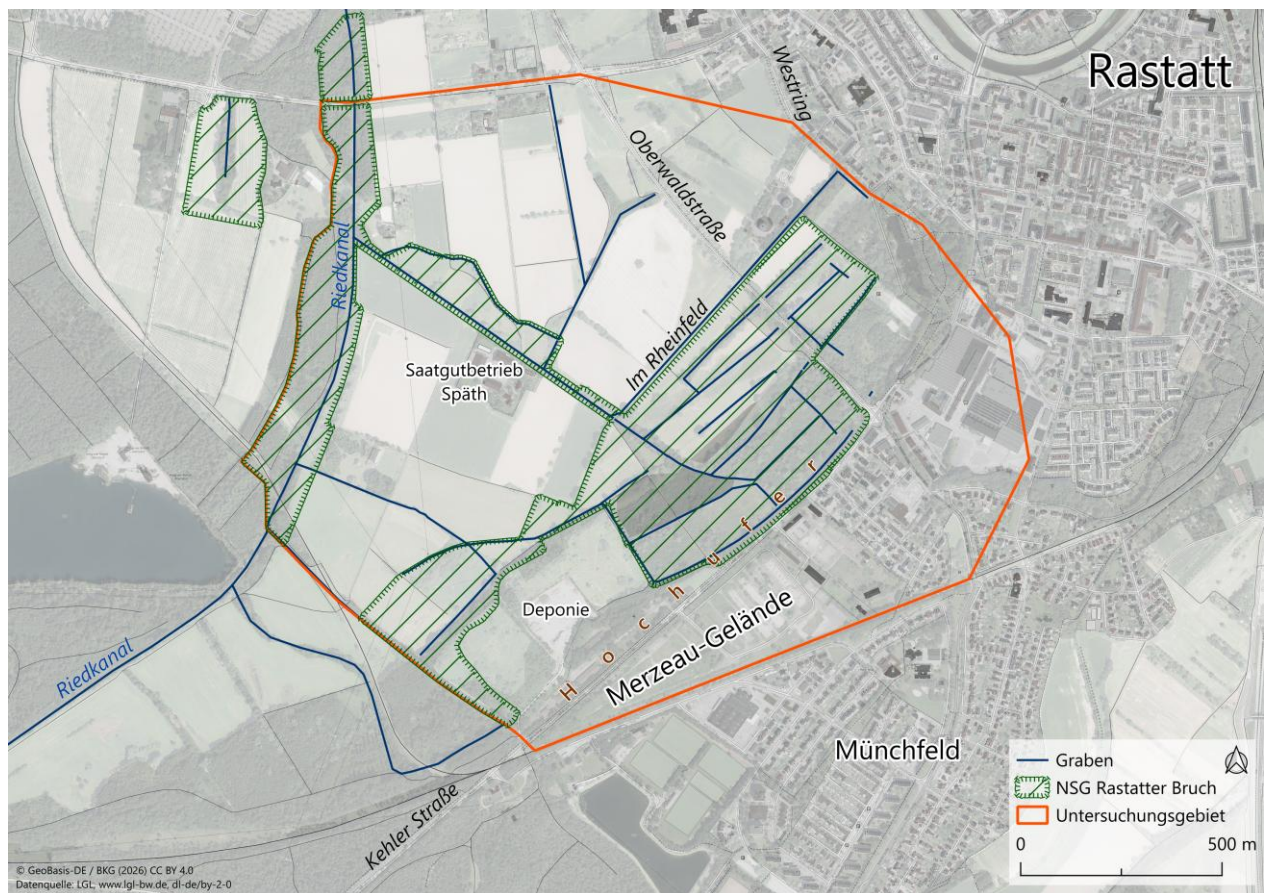


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes und der relevanten Einzugsgebiete

Das Rastatter Bruch ist ein Randsenkenmoor des Rheins, welches durch einen gestörten Wasserhaushalt und die aktuellen Klimaentwicklungen als Feuchtgebiet gefährdet ist. Das stadtnahe Feuchtgebiet ist als östlichster Rand der nacheiszeitlichen Rheinaue prominent mit einem etwa 10 m hohen, sehr steilen Hochufer abgesetzt, welches in seiner Bogenform den Anschlag des historischen Rheins erkennen lässt. Der hier vor mehreren tausend Jahren fließende Rheinlauf ist noch heute im Geländemodell erkennbar. Noch deutlicher wird dies mit

seiner Füllung, die aus einem gut ausgebildeten Moorkörper besteht. Nachdem sich dieser Rheinlauf im ausgehenden Atlantikum (vor ca. 6–7.000 Jahren) wieder westwärts verlegt hatte, war das Flussbett als See in der Auen-Randsenke zurückgeblieben. Dieser wurde nur noch von größeren Hochwassern des Rheins erreicht und über Jahrhunderte mit feinen Sedimenten bedeckt. Diese Sedimente bildeten eine kaum wasserdurchlässige, mehrere Dezimeter mächtige Abdichtung des alten Gewässerlaufes (=Mudde), so dass sich dieser See überhaupt auf dem kiesig-sandigen Material des Rheingrabens erhalten konnte.

Der See verlandete von den Ufern her durch natürliche Sukzession der See-Vegetation. Die Verlandung „verschluckte“ den See, zum erheblichen Teil durch das Wachstum von Schilffried. Weiter entwickelte sich das Feuchtgebiet als Seggenried und Seggen-reicher Erlenwald. Die von Seggen und Schwarzerlen gebildete Biomasse ist bis heute als mächtige Torfschicht erhalten geblieben und ein wichtiger Wasser- und Kohlenstoffspeicher. Damit ist das Rastatter Bruch ein Verlandungsmoor, welches anfangs vermutlich auch den Charakter eines Überflutungsmoores hatte, da es bis zur Abkopplung von der aktiven Aue durch den Deichbau bei hohen Hochwassern von diesen erreicht wurde. Die Lage am Rand der Niederterrasse hat früher noch zu deutlichen oberflächlichen Zuflüssen aus dem Hochufer geführt, so dass auch Anteile vom Moortyp Durchströmungsmoor vorhanden gewesen sein könnten. Oberirdische Zuflüsse sind heute nur noch in Resten westlich der Deponie am Hochufer zu erkennen. Sie beherbergten bis in die 1990er-Jahre biologisch sehr interessante Quellfluren. Bis kurz vor dem Bau der Oberwaldstraße konnte auch östlich der Deponie ein kleines Vorkommen von Torfmoos (*Sphagnum* sp.), was auf einen Wasserzufluss vom Hochufer hinweist, beobachtet werden (Schneider mdl. Mittl.).

Die Nutzungsgeschichte des Rastatter Bruches, vor allem der hochufernahen Bruchwiesen ist von Entwässerungsmaßnahmen geprägt, die mindestens seit dem 18. Jahrhundert, vermutlich aber deutlich früher die Wiesennutzung hier möglich gemacht haben. Die systematische Entwässerung der Landschaft wurde initial mit der Rheinkorrektion durch Tulla in großem Maßstab durchgeführt, wurde aber abseits des Rheins auch im Rastatter Bruch schon vorher durch die Anlage von Gräben und Entwässerungskanälen vorangetrieben, wie durch historische Karten gezeigt wird (z. B. Rheingränz-Carte 1828, *Rastatt: Plan der Festung*, 1849). Diese Maßnahmen waren für den Wasserhaushalt des Rastatter Bruchs von wesentlicher Bedeutung. Raab (1997) berichtet von einem Entwässerungsschub in den 20er Jahren des 20. Jhds. sowie den dann systematisch durchgeführten Maßnahmen des Reichsarbeitsdienstes, durch den diese Maßnahmen Ende der 1930er Jahre noch einmal intensiviert wurden. Das heute noch erkennbare Grabennetz (Hansa Luftbild GmbH, 1936) entstand. So entstand ein systematisches Grabensystem, welches eine intensivere Nutzung der Flächen als Grünland und teilweise auch als Ackerland ermöglichte. Der Bau der Oberwaldstraße Mitte der 1980er Jahre teilte den stadtnahen nordöstlichen Teil vom Hauptteil ab. Die Gräben wurden bis auf den Graben an der Straße ‚Im Rheinfeld‘ durch die Straßentrasse gekappt.

Bis in die 1980er Jahre wurde die Wiesennutzung fortgesetzt und auf deutlich mehr Flächen auch Ackerbau betrieben. Aufgrund von wiederholten Überstauungen der Ackerflächen und befördert durch Ausgleichsangebote des Regierungspräsidiums wurden diese aber aufgegeben (Hauns mdl. Mittl.), sowie insgesamt die Nutzung der Wiesen mit Ausweisung des Naturschutzgebietes 1990 nur noch als Pflegemahd weitergeführt, um den Landschaftscharakter zu erhalten. Ein Grund für das damalige Interesse von Landwirten an den Flächen war die relativ sichere Mindestproduktion in trockenen Sommern auf den Ackerflächen sowie von Heu auf den feuchten Wiesenbereichen. Mit der zurückgehenden

Viehhaltung verliert die Futtergewinnung durch Heu allerdings an Bedeutung. In normalen Wirtschaftsjahren ist der Ausgleich durch die Heuproduktion nicht erforderlich, in nassen Jahren oft auch nicht möglich. Dennoch bestätigte der seit den 1960er Jahren im Gebiet wirtschaftende Landwirt Hauns noch 2023 ein Interesse an den früher viel intensiver genutzten, heute vergleichsweise wenig produktiven Grünlandflächen. Mit den Planungen zur Umstellung der Offenlandpflege auf Beweidung hat sich diese Situation inzwischen weiter verändert.

Die Entwässerung und Überformung des Raumes führte zu einer damals nicht betrachteten Schädigung des Moorkörpers und der anmoorigen Böden. Röhl et al. (2025) berechneten für das Naturschutzgebiet (NSG) Rastatter Bruch einen THG-Ausstoß von 203,7 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr in die Atmosphäre. Steigende Temperaturen und damit zunehmende Verdunstung verstärken diesen Effekt schon jetzt. Der Torfschwund wird ohne Maßnahmen vor allem in Zukunft weiter verstärkt werden. Dennoch gehören die weitgehend abflusslosen Wiesen bis heute zu den nasserem Grünlandbereichen bei Rastatt und erhalten besonders in den temporären Gewässern wichtige Habitatreste (s. Späth 2025). Konrad Raab (1997), der im Rahmen seiner Arbeit auch das Rastatter Bruch untersuchte, betonte schon 1997, dass die größte Gefahr für die Moore der Oberrheinebene von der weiter anhaltenden Entwässerung ausgeht. Aktuell kommen ausgedehnte Dürreperioden im Zuge der Klimakrise als Gefährdung hinzu.

1.1.1 Kampfmittelbelastungen

Als Problem insbesondere für die bodenkundlichen Untersuchungen erwies sich die Tatsache, dass gerade die besonders interessanten Teile des Untersuchungsgebietes nördlich angrenzend an die Bauschuttdeponie Kampfmittelverdachtsgebiet sind. Hier wurden aufgrund der Nähe des Westwallbunkers an der Bundesstraße 36 erhebliche Flächen mit Kampfmittelverdacht ausgewiesen. Diese Information wurde auf Anfrage beim Landratsamt Rastatt mit einer entsprechenden Karte an das Aueninstitut übermittelt. Eine Anfrage beim Kampfmittel-beseitigungsdienst des Regierungspräsidiums Stuttgart vom 6. Dezember 2023 wurde im Januar 2025 mit einer Bestätigung des Verdachtes auf den identischen Standorten und dem Erfordernis weiterer Erkundungsmaßnahmen beantwortet. Durch diese Zeitverzögerung und aufgrund der damit zu erwartenden erheblichen Kosten wurde projektseits von jeglichen Sondierungen in allen entsprechend dargestellten Bereichen abgesehen. Damit konnte die systematische Sondierung des Moorkörpers im Projekt nicht wie geplant umgesetzt werden. In diesen Bereichen wurde auf die Sondierungsdaten von Raab (1997) zurückgegriffen, die eine ungefähre Abgrenzung des Moorkörpers gestatten. Eine Karte der mitgeteilten Kampfmittelbelastungen findet sich im Anhang (s. Abb. 67).

1.2 Ziele und Fragestellungen des Projektes

Der für das vorliegende Projekt maßgebliche Gebietsteil ist das Randsenkenmoor am Hochgestade der Rheinniederterrasse unmittelbar westlich unterhalb der Kehler Straße (B36) inklusive der nördlich angrenzenden, nur teilweise vermoorten Offenlandbereiche bis an die Straße „Im Rheinfeld“. Die weiteren Teile des verzweigten Naturschutzgebietes bis zum Riedkanal wurden in die Untersuchung in unterschiedlichem Maße einbezogen, etwa zur

Abschätzung des Grundwassers und für Maßnahmenvorschläge zur weiteren Entwicklung des Gebietes.

Anlass des vorliegenden Projektes sind Beobachtungen des KIT-Aueninstitutes, die im Vorlauf des Projektes zu der Frage führten, ob der Wasserhaushalt des Gebietes durch die anhaltende Trockenheit der Sommer 2018–2022 nachteilig beeinträchtigt ist, wie es nicht nur im Oberrheingraben eine verbreitete Entwicklung ist. Insbesondere grundwasserabhängige Lebensräume, zu denen in besonderem Maße Feuchtgebiete gehören, sind hiervon betroffen.

Als Hypothese wurde also primär ein aktuelles und weiterhin steigendes Wasserdefizit des Raumes angenommen. Daraus ergab sich die Frage, welche Möglichkeiten zu Verbesserung der Situation durch Erschließung zusätzlicher Wassermengen verfügbar sind. Die vorhandene Ableitung des gesamten Oberflächenwassers aus dem benachbarten Siedlungsraum des Münchfeldes (und des ehemaligen Militärgeländes Merzeau) in einem Graben am Rand des Moores war als mögliche und naheliegende Quelle sofort erwogen worden.

Die *Fragestellungen* des Projektes waren dementsprechend:

- Wie ist der aktuelle Zustand des Untersuchungsgebietes v.a. hinsichtlich des Wasserhaushaltes zu beurteilen?
- Welche Parameter zeigen ggf. die Beeinträchtigungen? Z.B. Vegetation, Moorzustand
- In welchem Umfang könnte die Nutzung von Siedlungsregenabwasser zur Verbesserung des Wasserhaushaltes des Rastatter Bruches beitragen?
- Ist das Siedlungsregenwasser qualitativ für eine Vernässung des Bruches geeignet?
- Wie wirken sich Probestaumaßnahmen in den Gräben aus?

Die Zustandsbeschreibung des Untersuchungsgebiets wurde zunächst aus botanischer Sicht mittels Vegetationsaufnahmen untersucht. Leider standen keine historischen Aufnahmen zur Verfügung, so dass die Beurteilung langfristiger Tendenzen der Vegetationsentwicklung aus den Daten nicht sicher abgeleitet werden kann.

Zoologische Daten liegen aus historischer Zeit aus dem Bruch nicht vor, so dass eine Auswertung einer Entwicklung nicht möglich war. Der aktuelle Zustand einiger Artengruppen wurde in der Projektlaufzeit durch ein Gutachten von V. Späth (2025) erfasst.

Nur wenige Angaben liegen zur Vogelwelt des Gebietes vor. Schneider (1987) nennt in den 1980er Jahren eine Liste von 51 Vogelarten, aktuell hat Späth (2025) 49 Arten aufgelistet, was auf einen weitgehenden Erhalt des Arteninventars hinweist. Dennoch sind einige in der Würdigung des NSGs genannten Arten inzwischen aus dem Gebiet verschwunden. So ist bekannt, dass in den 1980er-Jahren noch Kiebitz und Braunkehlchen im Bruch brüteten; bereits Mitte der 1990er-Jahre konnten Kiebitze nicht mehr und Braunkehlchen nur noch auf dem Zug nachgewiesen werden (M. Baumgärtner, mdl. Mitt.).

Aus alten Erhebungen des Aueninstituts ist das Bruch als gutes Vorkommen von Libellen bekannt, genaue Daten liegen hierzu jedoch leider nicht vor. Auch aktuell ist die Libellenfauna durchaus bemerkenswert (s. Späth 2025).

Parallel dazu wurden die lokalklimatischen Parameter Niederschlag, Temperatur und Luftfeuchte erfasst. Zur Erfassung des Grundwasserhaushaltes wurden an 11 Standorten im Gebiet Grundwassermessstellen mit Loggern installiert.

Für das Jahr 2022 erstellte das KIT-Institut für Umwelt und Wasser, Abteilung Hydrologie, eine lokale Wasserbilanz; ab Februar 2024 wurde zusätzlich die zulaufende Wassermenge an einem eigens installierten Messwehr gemessen.

Des Weiteren wurde der Bodenzustand im Moor untersucht, um eventuelle qualitative

Veränderungen des Torfkörpers als Indikator für eine entwässerungsbedingte Moordegradation zu erfassen.

Für die Beurteilung des Moorzustandes wurden zwei Transekte mit Tiefenprofilen sondiert, wobei zum einen der Oberbodenzustand und zum anderen das weitere Tiefenprofil für die weiteren Horizonte aufgenommen wurde. Dabei wurden auch Analysen des Torfes (Trockenrohichte, C/N-Verhältnis) gemacht, um den Kohlenstoffvorrat des Moores abzuschätzen. Pollenanalytische Untersuchungen konnten aufgrund des schlechten Erhaltungszustandes nicht durchgeführt werden, während eine ^{14}C -Altersdatierung des Moores durch die Unterstützung der Umweltstiftung Rastatt ermöglicht wurde.

2 Vegetation und Flora

Die Aufnahmen sind als Basis für ein Monitoring angelegt, um die langfristige Entwicklung der Flächen zu dokumentieren. Die Mittelpunkte aller Flächen wurden deshalb mit einem dGPS-Gerät eingemessen. Die Seitenlinien der Quadrate sind an den Rändern der Grünlandflächen orientiert. Die Aufnahmen erfolgten im Mai und August 2023 und 2024 und im September 2024 und 2025 (Waldaufnahmen) durch den Projektleiter, Mareike Roeder und Leonard Pfaff. Die Aufnahmen wurden als standardmäßige Aufnahme-Quadrate von 25 m² im Offenland und 400 m² im Wald angelegt. Die Deckungsgrade wurden nach einer erweiterten Braun-Blanquet-Skala geschätzt. Die Aufnahmen auf der großen Wiesenfläche konnten zum Teil im Abstand von einem Jahr wiederholt werden.

In den Wiesen nordöstlich der Oberwaldstraße konnten die Aufnahmen im Jahr 2023 nicht aufgenommen werden, da der Unterauftragnehmer des Bewirtschafters die markierten Flächen trotz vorheriger Absprache abgemäht hatte. Ein Teil der Flächen auf der Hauptwiese waren auch randlich abgemäht und überfahren, konnten aber noch aufgenommen werden.

Festgestellt wurden im Ergebnis durchaus z.T. artenreiche Feuchtwiesen, die eine deutliche Differenzierung der Feuchtestufen zeigen. Auch wurden in diesem Zusammenhang Optimierungsmöglichkeiten für die Bewirtschaftung deutlich. Auf die Anfertigung einer Biotoptypenkarte wird hier verzichtet, da diese im Gutachten von Späth (2025) aktualisiert vorgelegt wurde. Die Vegetationsaufnahmen dieses Berichtes können als Belegaufnahmen für die Kartierung verwendet werden und stimmen mit dem dort Geschriebenen sehr gut überein. Die im Folgenden gezeigten Vegetationstabellen geben zunächst getrennt für die beiden Aufnahmejahre 2023 und 2024 die Grünlandflächen wieder. Darauf folgen Belegaufnahmen für die Großseggenriede. Auch für die Gehölzsukzessionsflächen des Grauweidengebüsches wurden einzelne Beispielaufnahmen angefertigt (Abb. 2).

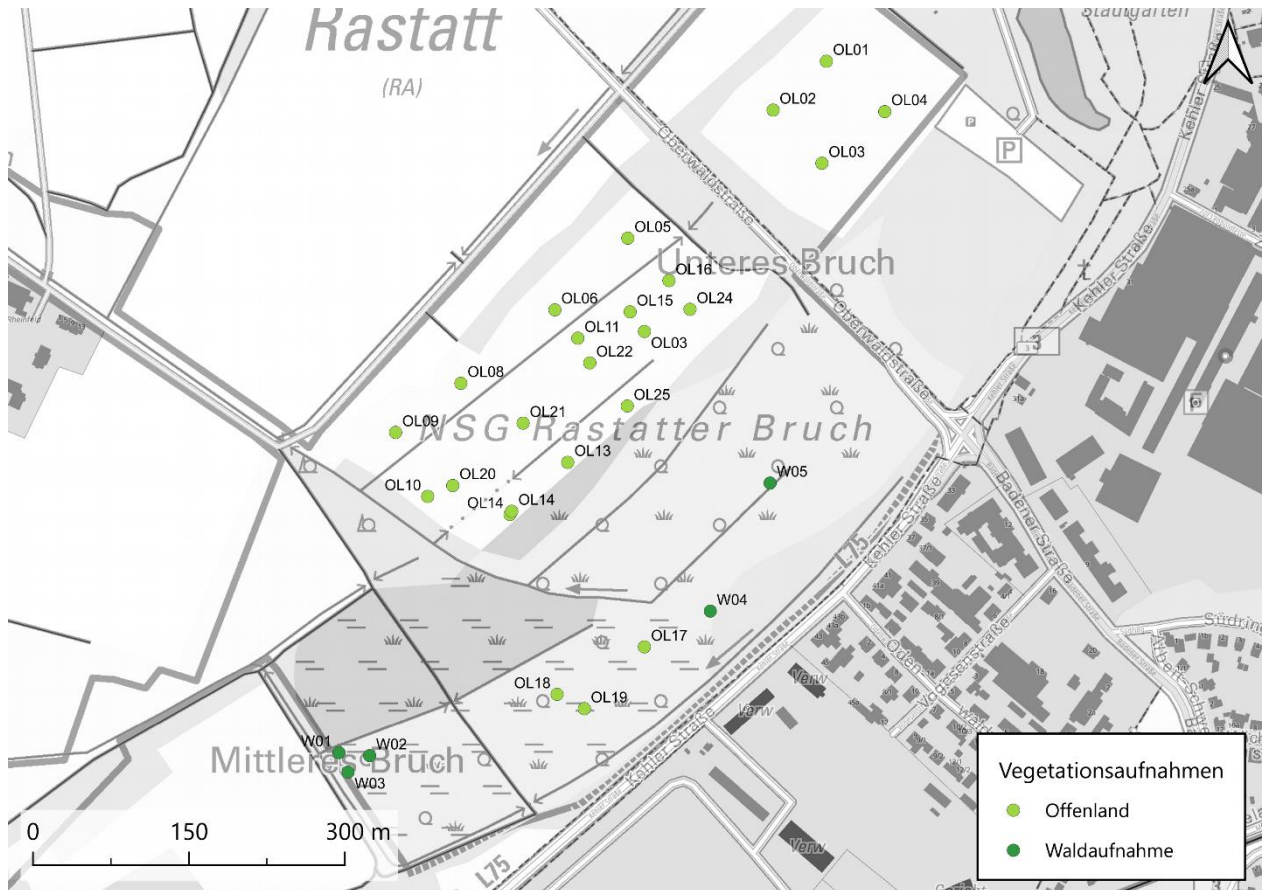


Abb. 2: Übersicht über im Projekt durchgeführte Vegetationsaufnahmen (s. Tab. 1, Tab. 2, Tab. 3, Tab. 4)

Die Wiesen gehören zur Klasse der Molinio-Arrhenatheretea, in denen mit Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*), Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*), Rotes Straußgras (*Agrostis capillaris*) und Gewöhnliches Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*) typische Gräser dieser Klasse dominieren. Sie gliedern sich deutlich in eine frische *Glatthafer-Gesellschaft* (Arrhenatheretum), die von Wilder Möhre (*Daucus carota*), Gewöhnliches Ferkelkraut (*Hypochaeris radicata*), Weißem Labkraut (*Galium album*) und Sauerampfer (*Rumex acetosa*) gekennzeichnet ist und die höchsten Stellen mit mineralischen Böden besiedelt. Magerkeitszeiger wie Feldhainsimse (*Luzula campestris*), Gewöhnliches Ferkelkraut, Mausohr-Habichtskraut (*Hieracium pilosella*) und Kleiner Sauerampfer (*Rumex acetosella*) weisen auf Aushagerungstendenzen hin. Die Artenzahlen von 23–34 belegen den Flächen einen guten Erhaltungszustand als magere Flachlandmähwiesen (FFH 6510). Diese sind aber nicht als solche erfasst. Daran schließen an der etwas tieferen Stelle Molinietaalia-Feuchtwiesen an, die durch Binsen (*Juncus* sp.), Beinwell (*Symphytum officinale*), Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Scharfen Hahnenfuß (*Ranunculus acris*) und Kuckuckslichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*) als *Calthion-Wiesen* gekennzeichnet sind, aber auch noch viele Klassenkennarten haben. Aufnahme OL06 zeigt zudem, dass auch Übergänge zwischen diesen beiden Grünlandtypen vorkommen.

Tab. 1: Vegetationstabelle: Frisch- und Feuchtwiesen 2024. Arten mit geringer Stetigkeit nicht aufgeführt – vollständige Daten auf Anfrage

	OL20	OL21	OL13	OL25	OL14	OL22	OL23	OL06	OL08	OL05	OL09	OL24
Aufnahmemonat	05/2024	05/2024	05/2024	05/2024	05/2024	05/2024	05/2024	05/2024	05/2024	05/2024	05/2024	05/2024
Artenzahl/Plot	30	34	26	34	33	36	28	26	26	28	19	23
<i>Agrostis capillaris</i>	3	1	2	2	2	2	3m	2	1	2	2	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2	1+	1m	2	3	2m	2m	1	3	2	+	2m
<i>Alopecurus pratensis</i>	+			+	+	+	1	1	2	1	2	1
<i>Festuca arundinacea</i>	1	1	2	1	2	2	2	1	2	2		1
<i>Holcus lanatus</i>	1	2		2	2	1	2	2	2	1	3	3
<i>Plantago lanceolata</i>	+	1	1	+	+	1m	1+	1	1	2	1	+
<i>Lathyrus pratensis</i>	+	1m	+	1	1	+	1m	+	+	+m		+
<i>Taraxacum officinale</i>	+	+		+	+	+	+	+	+	r		+
<i>Lotus pedunculatus</i>	+	+	1	+	1	+	+	2	2	+m	2	+
<i>Ajuga reptans</i>	+	1		1	1		1	1	2	2	2	1m
<i>Glechoma hederacea</i>		+m			1	+m	+		1	+	+	+
<i>Ranunculus acris</i>	r	r	+		1	r	+	1	+	+		
<i>Dactylis glomerata</i>	+	+	+	+	+				+	+		
<i>Luzula campestris</i>	+	1	1	1	1	+	+	+				
<i>Daucus carota</i>	2	2	3m	2	3							
<i>Prunella vulgaris</i>	+	3m	1	1	1							
<i>Galium album</i>	1	1	+	2	1	+						
<i>Hypochaeris radicata</i>	1	1	1	1	+	r						
<i>Veronica chamaedrys</i>	+	+	+	1	2							
<i>Poa pratensis</i>	+	1-	+	+	1							
<i>Festuca rubra</i>	1		5	+								
<i>Rumex acetosa</i>	r	r		+	+	+		+				
<i>Vicia sepium</i>	+	+		+	+							
<i>Centaurea jacea</i>	2		1		+							
<i>Crataegus monogyna</i>	+	+	+									
<i>Arrhenatherum elatius</i>		1		1	1							
<i>Stellaria graminea</i>		+		r	+							
<i>Campanula patula</i>		+		+	+							
<i>Agrimonia eupatoria</i>			+	2	+							
<i>Vicia tetrasperma</i>	+		+	+								
<i>Hieracium pilosella</i>			2									
<i>Achillea millefolium</i>	+			+								
<i>Saxifraga granulata</i>	r											
<i>Senecio jacobaea</i>	r	+										
<i>Trifolium dubium</i>		+			r							
<i>Veronica serpyllifolia</i>		r	r			r				+		
<i>Vicia cracca</i>			r		+							
<i>Trifolium repens</i>		+	+		+	+	+					
<i>Cerastium spec.</i>			+	r		r	+					
<i>Potentilla reptans</i>		+			1	+						

<i>Deschampsia cespitosa</i>						1		1	+	1	1	2
<i>Juncus effusus</i>						2		4	2		3	2
<i>Equisetum palustre</i>						+	+	1	1	+	1	+
<i>Lythrum salicaria</i>			r			+	+	+	+	+	r	
<i>Ranunculus repens</i>						1	+		+	r	2	2
<i>Symphytum officinale</i>						+		+	1	+	1	+
<i>Lychnis flos-coculi</i>						+	+	+			+	+
<i>Festuca pratensis</i>					+	1		+		+		+
<i>Trifolium pratensis</i>				r		+	+		+			r
<i>Poa trivialis</i>								+	1	+	+	
<i>Cardamine pratensis</i>						+	+		+			
<i>Juncus conglomeratus</i>							+	+		+		
<i>Carex muricata</i> agg.							+	+				+
<i>Carex leporina</i>						+				+		
<i>Carex hirta</i>									+	+		
<i>Polygonum amphibium</i>							+		+	+		
<i>Convulvulus arvensis</i>						+	+					r

Tab. 2: Vegetationstabelle: Frisch- und Feuchtwiesen 2023

	OL10	OL14	OL13	OL06	OL05	OL08	OL09	OL11
Aufnahmemonat	05/2023	05/2023	05/2023	08/2023	08/2023	08/2023	08/2023	05/2023
Artenzahl/Plot	27	31	24	28	30	34	24	34
<i>Daucus carota</i>	r+	+m	4	+		r		
<i>Galium album</i>	+	+m	+	+	+			
<i>Hypochaeris radicata</i>	+	+	1	+				
<i>Rumex acetosa</i>	+	+	+r	+		r		
<i>Luzula campestris</i>	+m	2	1					r
<i>Arrhenatherum elatius</i>	+	2	1					
<i>Veronica chamaedrys</i>	r	+	+					
<i>Cerastium spec.</i>	r	+	+		r			r
<i>Potentilla reptans</i>		+r	+					
<i>Vicia hirsuta</i>	+		+				r	
<i>Poa pratensis</i>	+		+					
<i>Senecio jacobaea</i>	r	+						
<i>Agrostis capillaris</i>	3	2		2	2	1	2	2
<i>Alopecurus pratensis</i>		1	+		+	1	1	1
<i>Festuca arundinacea</i>	1	+	1	1	4	2		
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	+	1	+m	+	1	+	1
<i>Holcus lanatus</i>	+	1		1	r	+	1	2
<i>Plantago lanceolata</i>	2	1	2	+	+	2	+	+
<i>Lathyrus pratensis</i>		+	+	2	1	2	+	+
<i>Lotus corniculatus</i>	+	+	+	1	+	1	+	+
<i>Prunella vulgaris</i>		+	+	+	r	+	+	+
<i>Taraxacum officinale</i>	+	+	+	+	r			r

<i>Dactylis glomerata</i>	+	1	+	+	+	+		
<i>Ajuga reptans</i>				1	+m	3	1	m
<i>Ranunculus acris</i>				1	+	1		+
<i>Glechoma hederacea</i>		+			1	3	+	+
<i>Deschampsia cespitosa</i>					1	1	+	
<i>Symphytum officinale</i>					+	+	+	+
<i>Lythrum salicaria</i>				1	+	+	r	
<i>Juncus conglomeratus</i>				2		+1	2	+
<i>Juncus effusus</i>				2m	+	2m		+
<i>Equisetum palustre</i>				+	r	+	+	+
<i>Trifolium pratensis</i>	+			+		+	+	+
<i>Persicaria amphibia</i>				+	+	1		
<i>Carex leporina</i>				r	r			+
<i>Vicia tetrasperma</i>			+	r		+		+
<i>Festuca pratensis</i>						+		1
<i>Ranunculus repens</i>						2	2	
<i>Lychnis flos-coculi</i>						+	+	r
<i>Veronica serpyllifolia</i>					r	r	r	
<i>Cardamine pratensis</i>						+	+	
<i>Carex hirta</i>			r		+	1		

Die feuchteren Offenlandstandorte werden von Seggenriedern beherrscht. Weiterhin finden sich Bestände der Großseggenrieder im Bruch, an Gräben und z.T. auch flächenhaft auf Moor und Anmoor. Die folgende Tabelle gibt Beispiele für diese Gesellschaften. Die Bestände sind deutlich artenärmer als die Süßgras-dominierten Wiesen. Schlank-Segge (*Carex acuta*) und Sumpf-Segge (*C. acutiformis*) sind meist bestandsdominierend, Ausnahmen ist Aufnahme OL22, in der Zweizeilige Segge (*C. disticha*) allein vorherrscht. Blasen-Segge (*C. vesicaria*) tritt nur untergeordnet auf. Binsen (Flatterbinse (*Juncus effusus*) und Knäuel-Binse (*J. conglomeratus*) können stellenweise eine sehr große Rolle spielen. Stetig vertreten sind auch Zaunwinde (*Calystegia sepium*), Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) und Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), etwas weniger Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*), Beinwell und Sumpflabkraut (*Galium palustre*). Die letzte Aufnahme belegt die Artenarmut der *Schilfröhrichte*, in der lokal nur noch wenige Arten wie Zaunwinde, Hexenkraut (*Circaea lutetiana*) und die neophytische Riesengoldrute (*Solidago gigantea*) vorkommen.

Tab. 3: Vegetationstabelle: Seggenrieder und Schilfröhricht

	OL02	OL01	OL04	OL03	OL04	OL03	OL15	OL16	OL17	OL18	OL19
Aufnahmemonat	09/2024	09/2024	09/2024	09/2024	05/2023	05/2023	05/2023	05/2023	08/2024	08/2024	08/2024
Artenzahl/Plot	15	16	11	10	11	11	15	9	13	9	4
<i>Carex acutiformis</i>		2	3	2	2	2	3	4			
<i>Carex acuta</i>		3	3	5	2	3	3m	-4	5	4	
<i>Carex disticha</i>	4	2m	2	1	+	+	+	+			
<i>Carex vesicaria</i>	1			1	1	1	3m				
<i>Juncus effusus</i>	1	4+	2	1	+		1	+	1m	1	
<i>Lythrum salicaria</i>	1	+		+		+	+	+	1	+	
<i>Calystegia sepium</i>		1	1	1	+		1	+		+	+
<i>Phalaris arundinacea</i>	2	+	2	1	1	2	1	2			
<i>Iris pseudacorus</i>			1	1	1	+	1	2			
<i>Lysimachia vulgaris</i>			1	1	+	+					
<i>Symphytum officinale</i>	1	+	1								
<i>Galium palustre</i>	+		+								
<i>Phragmites australis</i>											5
<i>Calamagrostis pseudophragmites</i>									2m	3	
<i>Scirpus sylvaticus</i>	+								2	1	
<i>Equisetum palustre</i>	+	r							r		
<i>Lotus pedunculatus</i>	+	+							1		
<i>Lysimachia nummularia</i>	1										
<i>Mentha aquatica</i>	1	r									
<i>Polygonum amphibium</i>	1	+									
<i>Circaea lutetiana</i>											+
<i>Solidago gigantea</i>											+

Neben den Offenlandgesellschaften ist v.a. das Grauweidengebüsch von Bedeutung, für das im Folgenden fünf Belegaufnahmen angeführt werden. Die aus der Sukzession von Wiesen hervorgegangenen Bestände auf Moor- und Anmoor-Böden variieren in ihren Begleitarten, wobei neben der Grauweide (*Salix cinerea*) auch die Silberweide (*Salix alba*) eine Rolle spielt. Sumpfsegge, Brombeere (*Rubus* sect. *Rubus*), Karthäuserfarn (*Dryopteris carthusiana*) und Hexenkraut sind auch meist vertreten.

Tab. 4: Vegetationstabelle: Grauweidengebüsch

	W03	W02	W01	W05	W04
Aufnahmemonat	09/2024	09/2024	09/2024	09/2025	09/2025
Artenzahl/Plot	19	15	23	28	18
<i>Salix cinerea</i>	1	5	5	3	4
<i>Salix alba</i>	4	2		3	2b
<i>Quercus robur</i>				4	
<i>Phragmites australis</i>	3			1	
<i>Carex acutiformis</i>	4m	+	1	1	1
<i>Rubus fruticosus</i>	+	+	1	1	3
<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	+	r	+	1
<i>Circaea lutetiana</i>	1	+	+	1	2b
<i>Impatiens glanduliflora</i>	1		1	1	1
<i>Crataegus monogyna</i>	2	r	+	+	
<i>Urtica dioica</i>	1	+		1	1
<i>Carex brizoides</i>		+		2m	2a
<i>Carex remota</i>	+	1	1		
<i>Athyrium filix-femina</i>	+	r	+		
<i>Glechoma hederacea</i>	1	1	1		
<i>Prunus padus</i>	r	r			
<i>Lythrum salicaria</i>	+		r		
<i>Geum urbanum</i>			1	1	1
<i>Festuca gigantea</i>				2a	1
<i>Impatiens parviflora</i>				1	1

Das floristische Inventar wird im Anhang für die Vegetationsaufnahmen angegeben, weitere Arten wurden nicht systematisch erfasst, wurden aber zu der Liste hinzugefügt. Im Vergleich mit den Artenlisten des ASP und des Gutachtens von Späth (2025) wurden keine wesentlichen Änderungen festgestellt und der sehr überwiegende Teil konnte bestätigt werden. Schneider (1987) erwähnt Mitte der 1980er-Jahre noch die Ohrweide (*Salix aurita*), die Schwarze Johannisbeere (*Ribes nigrum*), die Bach-Nelkenwurz (*Geum rivale*), die Steifsegge (*Carex elata*) und den Sumpflappenfarn (*Thelypteris palustris*). Diese Arten konnten nicht bestätigt werden. Auch der von Späth genannte Kriech-Baldrian (*Valeriana excelsa*) wurde nicht bestätigt, was aber in jedem der genannten Fälle daran liegen kann, dass keine systematische Florenaufnahme in allen Teilen des Gebietes durchgeführt wurde.

Tab. 5: Gesamtartenliste aus den vegetationskundlichen Aufnahmen im Rastatter Bruch

<i>Acer campestre</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Medicago lupulina</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Acer platanoides</i>	<i>Epilobium hirsutum</i>	<i>Mentha aquatica</i>	<i>Typha angustifolia</i>
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Equisetum palustre</i>	<i>Myosotis scorpioides</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Euonymus europaeus</i>	<i>Myosotis scorpioides</i>	<i>Veronica arvensis</i>
<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Festuca arundinacea</i>	<i>Persicaria amphibia</i>	<i>Veronica chamaedrys</i>
<i>Agrostis gigantea</i>	<i>Festuca gigantea</i>	<i>Persicaria hydropiper</i>	<i>Veronica serpyllifolia</i>
<i>Agrostis capillaris</i>	<i>Festuca pratensis</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Vicia angustifolia</i>
<i>Ajuga reptans</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Alliaria petiolata</i>	<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Poa annua</i>	<i>Vicia hirta</i>
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i>	<i>Poa palustris</i>	<i>Vicia sepium</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Galium album</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Vicia tetrasperma</i>
<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Galium aparine</i>	<i>Poa trivialis</i>	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	<i>Galium palustre</i>	<i>Polygonum amphibium</i>	
<i>Calamagrostis pseudophragmites</i>	<i>Geum urbanum</i>	<i>Potentilla anserina</i>	
<i>Calystegia sepium</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Potentilla reptans</i>	
<i>Campanula patula</i>	<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	
<i>Cardamine pratensis</i>	<i>Glyceria maxima</i>	<i>Prunus avium</i>	
<i>Carex leporina</i>	<i>Hedera helix</i>	<i>Prunus padus</i>	
<i>Carex acuta</i>	<i>Heracleum sphondylium</i>	<i>Prunus spinosa</i>	
<i>Carex acutiformis</i>	<i>Hieracium aurantiacum</i>	<i>Quercus robur</i>	
<i>Carex brizoides</i>	<i>Hieracium pilosella</i>	<i>Ranunculus bulbosus</i>	
<i>Carex disticha</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Ranunculus acris</i>	
<i>Carex echinata</i>	<i>Humulus lupulus</i>	<i>Ranunculus flammula</i>	
<i>Carex elata</i>	<i>Hypericum maculatum</i>	<i>Ranunculus repens</i>	
<i>Carex gracilis</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Rosa canina</i>	
<i>Carex gracilis</i>	<i>Hypericum tetrapterum</i>	<i>Rubus caesius</i>	
<i>Carex hirta</i>	<i>Hypochaeris radicata</i>	<i>Rubus fruticosus</i>	
<i>Carex leporina</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Rumex acetosa</i>	
<i>Carex muricata agg.</i>	<i>Impatiens noli-tangere</i>	<i>Rumex acetosella</i>	
<i>Carex pallescens</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>	
<i>Carex panicea</i>	<i>Impatiens noli tangere</i>	<i>Rumex sanguinea</i>	
<i>Carex remota</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Salix alba</i>	
<i>Carex spec.</i>	<i>Juncus acutiflorus</i>	<i>Salix cinerea</i>	
<i>Carex sylvatica</i>	<i>Juncus articulatus</i>	<i>Sambucus nigra</i>	
<i>Carex vesicaria</i>	<i>Juncus conglomeratus</i>	<i>Saxifraga granulata</i>	
<i>Carex vulpina</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Scirpus sylvaticus</i>	
<i>Centaurea jacea</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>	<i>Scrophularia umbrosa</i>	
<i>Centaurea scabiosa</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Senecio jacobaea</i>	
<i>Cerastium spec.</i>	<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>Solanum dulcamara</i>	
<i>Circaea lutetiana</i>	<i>Lotus corniculatus</i>	<i>Solidago gigantea</i>	
<i>Cirsium palustre</i>	<i>Lotus pedunculatus</i>	<i>Stellaria graminea</i>	
<i>Convulvulus arvensis</i>	<i>Luzula campestris</i>	<i>Stellaria holosteoides</i>	
<i>Corylus avellana</i>	<i>Lychnis flos-coculi</i>	<i>Symphytum officinale</i>	
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Lycopus europaeus</i>	<i>Taraxacum officinale</i>	
<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Lysimachia nummularia</i>	<i>Tragopogon pratense</i>	
<i>Daucus carota</i>	<i>Lysimachia vulgaris</i>	<i>Trifolium dubium</i>	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Trifolium pratensis</i>	

3 Klimamessungen: Regenmesser, Temperatur, Luftfeuchte

Im Juni 2022 wurde im Rastatter Bruch ein manueller Hellmann-Regenmesser installiert und seitdem über die gesamte Projektlaufzeit bis März 2025 in etwa wöchentlichen Abständen ausgelesen. Der Standort befand sich etwa im Zentrum der großen Wiese. Die Installation eines halbautomatischen Gerätes wurde ergänzend vorgenommen und nach Prüfung der Vergleichbarkeit parallel zum ersten Regenmesser betrieben. Ein weiteres Gerät war anfangs als Zweitmessung im Grauweidengebüsch installiert worden, wurde jedoch wieder abgebaut. Der Vergleich mit der LUBW Messstelle am 500 m entfernten Saatguthof zeigte eine gute Übereinstimmung.

Neben dem Regenmesser war ein kombinierter Temperatur-Luftfeuchtesensor montiert, der über den gesamten Zeitraum die entsprechenden Daten erfasste.



Abb. 3: Messstation mit Hellmann-Regenmesser, Temperatur- und Luftfeuchtesensor

4 Mooruntersuchungen

Zentrales Ziel dieses Projektes ist die Sicherung des Moores im Rastatter Bruch als Ökosystem und Kohlenstoffspeicher, in Wesentlichen durch Wiederherstellung eines moortypischen Wasserhaushaltes durch Vernässung. Dazu wurden im Projekt zunächst die vorhandenen Daten zum Moor aus der Literatur gesichtet sowie eigene Untersuchungen durchgeführt. Letzteres vor allem, um den aktuellen Zustand des Moorkörpers zu beschreiben und daraus Optionen für zukünftige Maßnahmen zur Unterstützung des Moorerhaltes zu sondieren. Wesentliche Quelle ist dabei die Untersuchung von Raab (1997), der im Auftrag der LUBW verschiedene Moore am Oberrhein untersucht hat. Dabei wurde auch das Rastatter Bruch mit Transekten beprobt.

Die langanhaltenden sommerlichen Trockenheitsphasen im Rastatter Bruch stellen eine erhebliche Gefahr für das Feuchtgebiet und seine Schutzgüter insgesamt sowie insbesondere den dort vorhandenen und gut ausgebildeten Moorkörper dar. Die Folgen der seit mindestens etwa 200 Jahre durchgeführten Entwässerungsmaßnahmen sind an allen Bodenprofilen im Moor deutlich sichtbar. In den oberen 40–50 cm aller Profile ist der Torf deutlich vererdet. Er wurde aufgrund der fortlaufenden Entwässerung und des damit folgenden Sauerstoffzutritts in den Porenraum mineralisiert. Die Torfstruktur mit erkennbaren Pflanzenresten ist nicht mehr vorhanden. Es handelt sich um einen tiefschwarzen, krümeligen Vererdungshorizont, der in seiner Struktur an Blumenerde erinnert. Eine weitere Zersetzung zu Mull hat noch nicht stattgefunden, was mutmaßlich auf die immer noch hohen Winterwasserstände zurückzuführen ist.

Die in der vorliegenden Studie gemachten Transekte zeigen, dass eine bisher nicht bekannte kleinere Vermoorung im Bereich der großen Wiesenfläche im Verlauf des zweiten Grabens (vom Rheinfeld aus gezählt) existiert. Zudem wurde das Alter des Moores über eine ¹⁴C-Untersuchung bestimmt (s. Kap. 4.1).

Das Rastatter Bruch ist ein Niedermoor, welches nach Succow & Joosten (2012) als ökologischer Typ „eutrophes Reichmoor“ (eutrophes Niedermoor) zu bezeichnen ist. Damit werden nach den genannten Autoren Moore mit nährstoffreichem Mineralbodenwasser und folgenden Charakteristika bezeichnet:

- C/N-Verhältnis < 20
- pH-Wert (in KCl) 3,2–7,5
- Basensättigung > 80 %

Zu den weiteren Charakteristika der eutrophen Niedermoore gehören (Succow & Joosten 2012):

- Sumpffarn- oder Erlen-Grauweidengebüsche als naturnahe Strauchvegetation,
- Sumpf-Schwertlilien-, Walzenseggen oder Schaumkraut-Erlen-Wald als naturnahe Waldvegetation
- Frauenfarn-, Traubenkirschen- oder Winkelseggen-Erlen-Eschenwald auf mäßig entwässerten Standorten
- Waldsimsen-, Kalkbinsen-, Honiggras- oder Kohldistelwiesen als Feuchtwiesenvegetation
- Mädesüß- oder Rispenseggen-Staudenfluren bei aufgelassener Nutzung
- Basenhalbtorf oder Basen-Anmudde als Moorsubstrat

- Schilf, Erlenbruch oder Seggen-Schilf-Torf
- Versumpfungs-, Überflutungs- oder Verlandungsmoor als hydrogenetischer Moortyp

Diese Bedingungen treffen nach den Untersuchungen nahezu aller Parameter bei der vorliegenden Studie zu. Ausnahme sind die gemessenen C/N-Werte diverser Torf-Horizonte, welche auf mesotrophe Bedingungen hinweisen (C/N-Werte 20–30).

Das Rastatter Bruch liegt direkt am Rand der Niederterrasse des Rheins. Hier führte der Rhein einst einen Seitenarm, der einen Prallhang in die Niederterrasse erodierte. Dieser Altarm wurde durch Umlagerung vom Rhein abgetrennt, was zur Bildung eines allmählich verlandenden Altwassers führte. Damit ist das Rastatter Bruch als hydrogenetischer Moortyp ein Verlandungsmoor. Da es am Rand der Altaue liegt, ist anzunehmen, dass die Überflutungen der damaligen Rheinhochwasser den Altarm immer wieder erreichten. Somit hat es auch entwicklungsgeschichtliche Anteile eines Überflutungsmoores. Aus den episodischen Überflutungen resultiert die Bildung der gut ausgebildeten Feinsediment-Mudde am Grund des Torfkörpers (s. Abb. 4). Diese Mudde führte zu einer Abdichtung des Gewässerkörpers gegen den unterliegenden Sand und Kies, wodurch sich das Gewässer – und bis heute das Moor – auch in der gut drainierten Rheinniederung erhalten konnte.



Abb. 4: l. Tonige Mudde (und sandige Zwischenschicht) am Grund des ehemaligen Randsenken-Verlandungsgewässers (bei 340 cm+); r. Profilausschnitt aus Schwarzerlen-reichen Torfen. Deutlich sind die Makroreste der rötlichen Erlenstücke zu erkennen

Die über der Mudde liegenden Torfschichten sind recht homogen. Die durchgeführten Transektbohrungen (mit einer Eijkelkamp Moorklappsonde) ergaben Seggentorfe mit Schilf- und Erlenmakroresten bis in die tieferen Schichten. Sehr deutlich sind in der folgenden Abbildung die rot-orangen Erlenholzreste sowie die Epidermisschichten der Jahrtausendealten (!) Schilfreste zu sehen (Abb. 5).



Abb. 5: l. Erlenholz-Makrorest und Seggentorf (Radizellen); r. Schilfreste in Seggentorf

Die oberen 4–5 dm der Profile waren einheitlich vererdete Torfe, was als Ergebnis der flächendeckenden Entwässerung des Moores seit mindestens 200 Jahren interpretiert wird. Die Pflanzenreststrukturen sind in der Bodenstruktur nicht mehr erkennbar. Es ist ein krümeliger, an Blumenerde erinnernder tiefschwarzer Horizont.



Abb. 6: Vererdeter Oberboden mit krümeliger Struktur

In den vererdeten Torfen fanden sich zum Niederterrassenrand hin zunehmend sandige und kiesige Beimengungen in insgesamt geringer Menge. Vereinzelt fanden sich auch Ziegelstückchen. Dies sind Spuren der landwirtschaftlichen Nutzung und am Hochufer von Materialeinbringung u.a. im Rahmen des Grabenbaus oder anderer Tätigkeiten.

4.1 Bestimmung des Mooralters – Radiokarbonmethode

Die Beprobungen des Moores zur Feststellung des Torfzustandes wurden im Projekt dazu verwendet, weitere Erkenntnisse über das Moor, im Wesentlichen zum Alter des Moores und über seine Vegetationsgeschichte, zu erhalten. Pollenkörner sind die Pflanzenteile, die am besten langfristig im Torfkörper erhalten bleiben. Aufgrund ihrer widerstandsfähigen Hüllstruktur können sie dort viele Tausend Jahre überdauern. Danach sind sie meistens noch oft bis auf die Art oder wenigstens die Pflanzenfamilie bestimmbar. Dazu konnte Herr Dr. Siegfried Schloss (†), pensionierter Pollenanalytiker (ehemals Naturkundliches Museum Karlsruhe) als fachliche Unterstützung gewonnen werden. Im November 2023 konnten erste Proben auf der Wiese an der Kehler Straße im mutmaßlich mächtigsten Bereich des Moorkörpers erbohrt werden. Die Proben wurden von Herrn Dr. Schloss aufbereitet und pollenkundlich untersucht. Dabei ergaben die mikroskopischen Auswertungen der Proben aus verschiedenen Tiefen des Moores insgesamt einen ungewöhnlich schlechten Erhaltungszustand der Pollenkörner, so dass eine standardisierte Auswertung mangels Materials nicht möglich war. Auch die Bestimmung der Pflanzenarten, die normalerweise eine gute Einordnung der vorhandenen Vegetation ermöglicht, konnte nur in einigen Proben durchgeführt werden. Dabei zeigten sich im Wesentlichen die auch nach der Struktur des Torfes makroskopisch erkennbare Zusammensetzung von Seggen-reichen Erlenbrüchen. Im November 2024 wurden in der Hoffnung auf besseres Material weitere Moorproben mittels der für diese Zwecke beschafften Moorklappsonde entnommen. Dies auch, um aus diesen Proben für die Altersbestimmung des Moorkörpers ^{14}C -Analysen durchführen zu lassen. Für diese Untersuchung, zu der die Idee erst im Laufe des Projektes von Herrn Dr. Schloss eingebracht wurde, konnten Mittel der Umweltstiftung Rastatt in Höhe von 3.000 Euro eingeworben werden. Ein Restbetrag von 175 Euro wurde noch ins Projekt eingestellt. Der Bericht an die Umweltstiftung zu den Untersuchungen ist im Anhang (S.127) zu nachzulesen.



Abb. 7: Probennahme mit der Moorklappsonde (L. Pfaff an Moorklappsonde)

Als wesentliches Ergebnis ist zu nennen, dass die unteren Torfschichten in 3,15 m Tiefe auf ein Alter von knapp 5.900 Jahren datiert werden konnten. Die noch darunterliegende Probe

von 3,50 m erwies sich als etwas jünger, was als Artefakt (z.B.: einwachsende Wurzel) interpretiert wurde. Somit ergibt sich ein Gesamtalter des Moores von mindestens 6.500 Jahren. Weitere Details finden sich im Bericht an die Umweltstiftung im Anhang.

4.2 Weitere Mooruntersuchungen – Moortransekte

4.2.1 Probennahme und Aufbereitung

Zur Bestimmung der Torfmächtigkeit und der Zusammensetzung des Torfkörpers wurden zusätzlich zu den Bodenproben von Raab (1997) weitere Bodenproben auf zwei Transekten entnommen. Ziel war es, die Mächtigkeit des Moorkörpers sowie den Kohlenstoffgehalt zu bestimmen und darüber die im Boden gespeicherte Kohlenstoffmenge zu ermitteln. Die Transekte konnten aufgrund des Kampfmittelverdachts (s. Kap. 1.1.1) nur im nordöstlichen Teil des Moores angelegt werden; für den verbleibenden Bereich wurde auf die Transektdaten von Raab (1997) zurückgegriffen. Die eigenen Transekte wurden über das eigentliche Moor hinaus weiter nach Nordwesten geführt, um die unterschiedlichen Böden deutlich sichtbar zu machen. Die mächtigen Torfprofile im östlichen Bereich sind darin sehr deutlich zu erkennen; sie klingen nach Westen/Nordwesten hin aus und entsprechen dem von Raab (1997) gezeichneten Profil des Moores (s. Anhang 5:). Die Torfmächtigkeit nimmt dabei von rund 335 cm im östlichsten Profil (s. Abb. 8, Profil 01) über 105 cm (s. Abb. 8, Profil 02) und 75 cm (s. Abb. 8, Profil 03) auf nur noch 32 cm (s. Abb. 8, Profil 04) ab, bevor im anschließenden Übergangsprofil (s. Abb. 8, Profil 05) nur noch ein wenige Zentimeter mächtiger Torfrest erhalten ist.

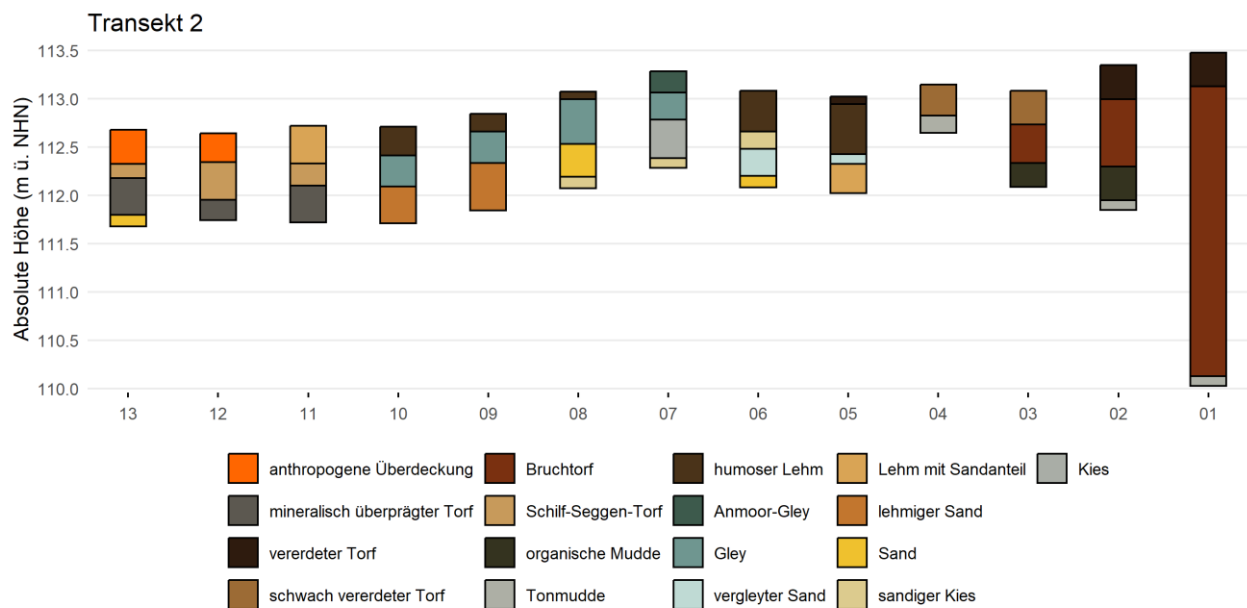


Abb. 8: Transekt 2 mit Bodenprofilen von West nach Ost (s. Abb. 9)

Die nordwestlich angrenzenden, kontinuierlich höher liegenden Wiesenprofile sind ehemalige Auenböden. Der flach anstehende sandig-kiesige Untergrund zeigt deutlichen Grundwassereinfluss (Vergleyung). Der humose Ah-Horizont ist dabei unterschiedlich mächtig ausgebildet (etwa 8 cm in Abb. 8, Profil 08 bis 42 cm in Abb. 8, Profil 06) und geht in mehreren Profilen (Abb. 8, Profil 08–10) bis in rund 50–60 cm Tiefe in einen deutlich vergleyten Unterboden über. An den höchsten Stellen zeigt der Oberboden anfängliche Merkmale einer Tschernitza (Auenschwarzerde).

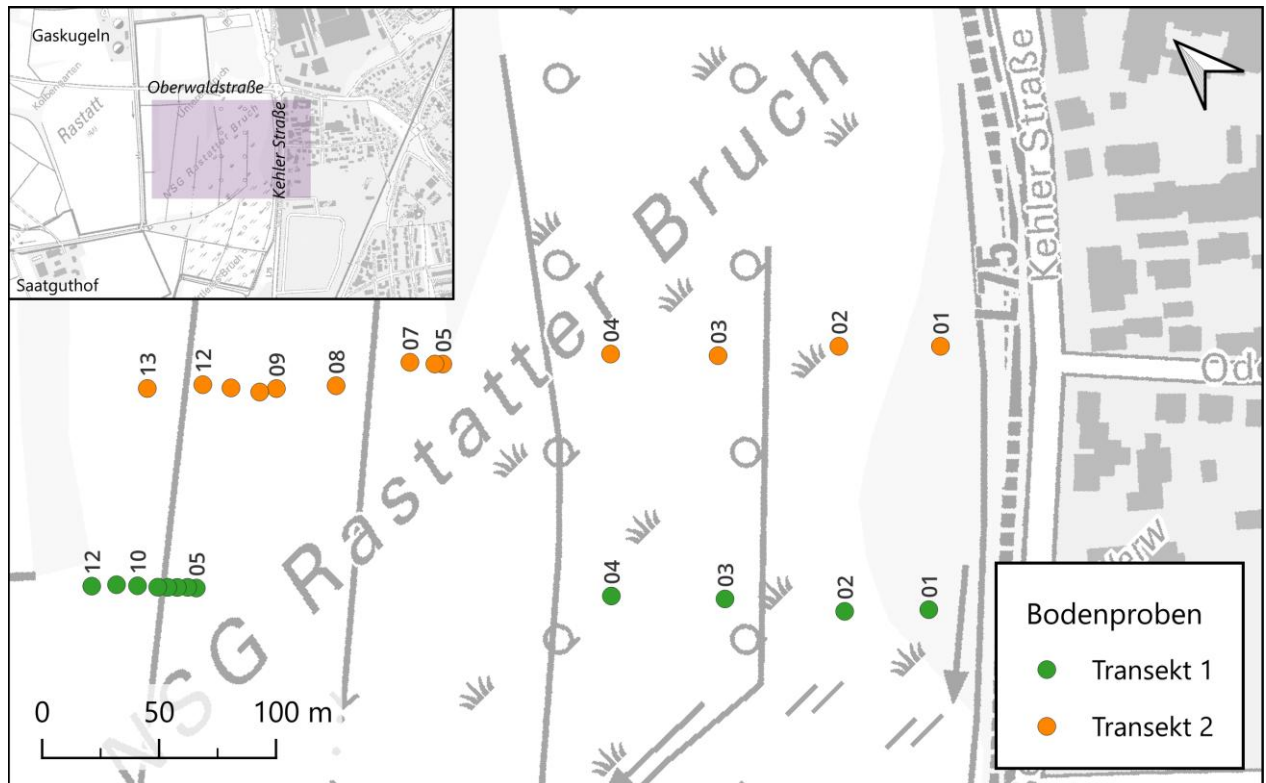


Abb. 9: Übersicht zu Bodenbeprobungstransekten im Projekt

Nordwestlich der reinen Wiesenprofile schließt (s. Abb. 8, Profil 11–13) noch einmal ein deutlich dünnerer, zweiter Torfkörper an (Schilf-Seggen-Torf mit basal anschließendem mineralisch überprägtem Torf, ca. 53–61 cm mächtig). Dieser markiert einen eigenständigen, kleineren Moorbereich im nordwestlichen Teil des Offenbereichs, getrennt vom Hauptmoorkörper durch die dazwischenliegenden torffreien Wiesenprofile.

Während die Proben außerhalb des Moores mit dem Pürckhauer entnommen wurden, wurden die Bodenprofile im Moorbereich, jeweils die Punkte 1–4 in den Transekten, (s. Abb. 9 u. Abb. 10) unter Verwendung einer Moorklappsonde der Firma Eijkelkamp angelegt. Dieser fördert 50 cm lange Profilabschnitte von 50 mm Durchmesser zutage, die eine gute Bodenansprache und Probennahme ermöglichen.

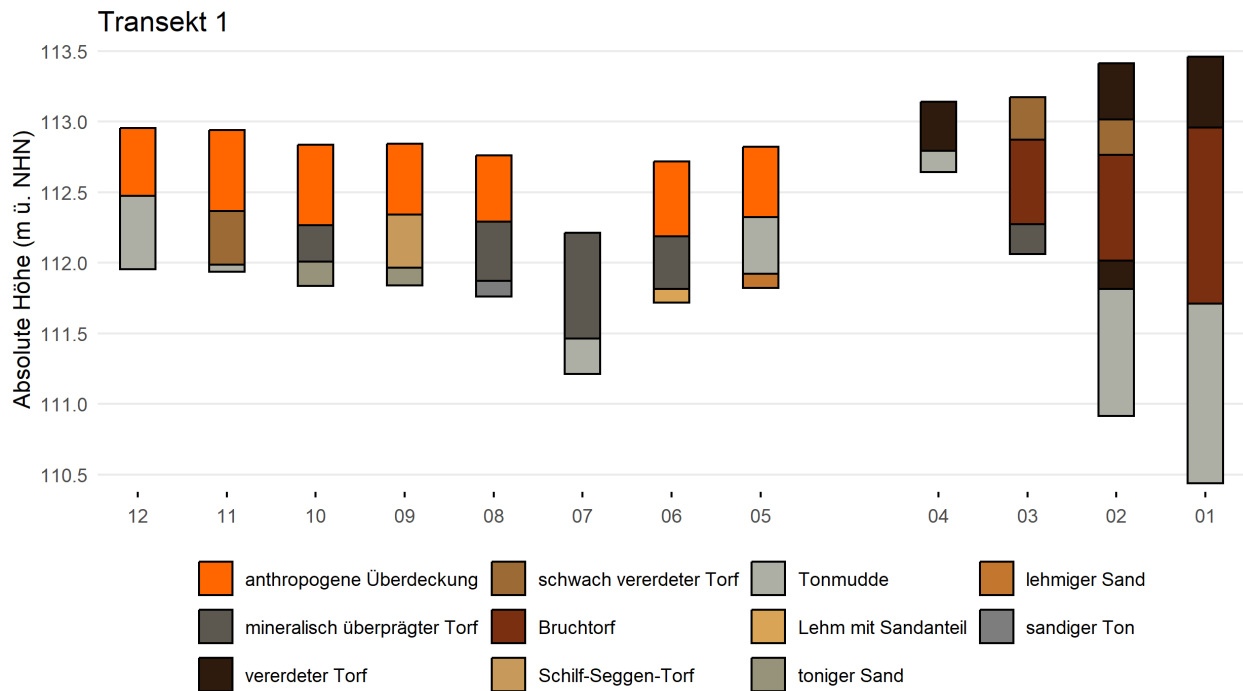


Abb. 10: Transekt 1 mit Bodenprofilen von West nach Ost (s. Abb. 9)

Da die Moorklappsonde stellenweise nur schwer durch den vererdeten, z. T. stark kompaktierten Oberboden kam, wurde zunächst mit einem Spaten ein quadratisches Loch mit einer Tiefe von 50 cm ausgehoben und die Bodenansprache hier direkt am Aufschluss gemacht. Die Moorsonde wurde erst am Grunde dieses Lochs eingestochen. Die ersten beiden Bodenproben wurden in einer Tiefe von 20 und 50 cm mit einem Stechzylinder ($\varnothing = 52 \text{ mm}$, Volumen 100 cm^3) entnommen. Die weiteren Proben wurden aus dem Bohrkern der Sonde in einer Tiefe von einem Meter, eineinhalb Meter etc., bis die Mudde erreicht war, entnommen. Eine letzte Probe wurde direkt oberhalb der Mudde, entnommen. Dafür wurden immer 10 cm aus dem Bohrkern ausgeschnitten, was einem Volumen von 106 cm^3 entspricht.

Anschließend wurden die Proben für die Bestimmung des Wassergehaltes feucht gewogen, 24 h bei 105°C im Trockenschrank getrocknet und direkt im Anschluss zur Feuchtebestimmung erneut gewogen. Die getrockneten Proben wurden im Anschluss zerkleinert und zur Bestimmung des Skelettanteils durch ein 2 mm Sieb gesiebt. Die gesiebten Proben wurden als Vorbereitung für die C/N-Analyse so lange in einer Mörserschale von Hand gemörsert, bis sich keine Sandkörner mehr zwischen den Fingern fühlen ließen.

4.2.2 Analyse des C/N-Verhältnisses

Zur Bestimmung des C/N-Verhältnisses wurden 2–30 mg der Probe in einem Zinnschiffchen abgewogen, zu einer Kugel geformt und bei 950°C in einem C/N-Analyzer verbrannt. Da bei 950°C neben dem organischen Kohlenstoff (C_{org}) auch anorganischer Kohlenstoff verbrannt wird, wurde zusätzlich der Carbonat-Gehalt nach Scheibler (DIN 18129) bestimmt. Diese Messungen wurden im Bodenzentrum des KIT-Institutes für Geographie und Geoökologie in Karlsruhe (West-Uni, Hertzstraße) mit Unterstützung von Martin Kull durchgeführt. Aus Kostengründen wurde das C/N-Verhältnis nur für die Proben aus der jeweils ersten Probenahmestelle der beiden Transekte bestimmt.

4.2.3 Analyse der organischen Bodensubstanz (OBS)

Die organische Bodensubstanz wurde über den Glühverlust im Muffelofen nach DIN 18128 für alle Proben bestimmt. Kombiniert mit den Werten zum C/N-Verhältnis wurde mit dem Anteil an organischer Substanz der Kohlenstoffgehalt in den Proben abgeschätzt.

Tab. 6: Ergebnisse C/N und OBS, Bodenfeuchte, C-Gehalte

Probenahmestelle	Tiefe [-cm]	Tara [g]	Netto EW [g]	EW getrocknet [g]	EW verglüht [g]	105°C	550°C (2h)	550°C (4h)	geglüht, weitere 2h bei 550°C (6h)	Wassergehalt [%]	Organikgehalt [%]	Anteil C an Organik [%]	C/N
LPT11	15 – 20	30,28	6,76	6,64	6,64	36,916	36,916	36,916		1,85	0	53,1	13/1
LPT11	45 – 50	32,57	5,5	5,3	4,32	37,864	36,886	36,884		3,66	18,48	64,19	14/1
LPT11	90 – 100	30,04	1,09	0,97	0,25	31,006	30,283	30,283		11,02	74,63	58,89	21/1
LPT11	140 – 150	31,98	2,43	2,14	0,71	34,124	32,692	32,69		11,6	66,79	63,07	21/1
LPT11	190 – 200	25,66	5,15	5,01	4,59	30,67	30,249			2,76	8,41	58	20/1
LPT11	240 – 250	27,78	6,59	6,51	6,31	34,288	34,092			1,27	3,01	72,96	26/1
LPT11	290 – 300	30,68	5,86	5,8	5,62	36,476	36,3			1,18	3,03	62,84	20/1
LPT11	302 – 312	25,94	6,73	6,67	6,54	32,607	32,478			0,9	1,93	46,5	18/1
LPT12	15 – 20	29,38	8,55	8,32	7,42	37,708		36,806		2,63	10,84		
LPT12	45 – 50	25,21	7,01	6,55	4,37	31,763		29,578		6,49	33,35		
LPT12	90 – 100	25,66	4,96	4,43	1,57	30,09		27,231		10,64	64,54		
LPT12	140 – 150	25,94	10,25	9,71	7,94	35,652		33,885		5,24	18,2		
LPT12	190 – 200	25,79	11,67	11,51	11,07	37,302		36,860		1,36	3,84		
LPT12	240 – 250	29,72	10,87	10,74	10,38	40,46		40,102		1,16	3,34		
LPT13	15 – 20	29,38	7,32	7,24	5,57	36,623		34,952	34,957	1,06	23,07		
LPT13	45 – 50	25,21	3,58	3,5	1,03	28,715		26,241	26,24	2,17	70,63		
LPT13	90 – 100	25,66	8,69	8,54	6,75	34,203		32,409	32,416	1,7	21		
LPT13	101 – 111	25,94	9,58	9,48	8,46	35,416		34,400	34,402	1,13	10,72		
LPT14	15 – 20	25,79	7,02	6,94	5,6	32,734		31,390	31,389	1,07	19,37		
LPT14	30 – 35	29,72	8,09	8,04	6,99	37,757		36,713	36,715	0,61	12,99		
LPT21	15 – 20	25,79	5,8	5,64	4,86	31,433	30,654			2,76	13,82	59,66	14/1
LPT21	45 – 50	29,72	5,66	5,18	2,42	34,9	32,138			8,55	53,31	64,76	19/1
LPT21	90 – 100	25,13	4,02	3,57	1,15	28,705	26,287			11,11	67,71	60,16	21/1
LPT21	140 – 150	30,16	4,24	3,73	1,4	33,891		31,561	31,559	11,91	62,4	59,02	19/1
LPT21	190 – 200	31,92	3,11	2,71	0,78	34,635		32,705	32,703	12,75	71,12	62,14	20/1
LPT21	240 – 250	29,95	4,37	3,85	0,54	33,793		30,481	30,48	11,88	86,08	62,51	28/1
LPT21	290 – 300	32,23	2,28	2,05	0,55	34,285		32,78	32,78	10,21	73,39	62,27	26/1
LPT21	326 – 336	29,71	3,16	2,94	1,7	32,647		31,401	31,401	6,89	42,35	61,12	22/1
LPT22	15 – 20	25,13	8,37	8,29	6,84	33,424		31,971	31,964	1,01	17,53		
LPT22	45 – 50	25,31	4,45	4,33	1,58	29,637		26,89	26,884	2,81	63,45		
LPT22	90 – 100	27,2	6,87	6,7	3,5	33,903		30,702	30,692	2,36	47,74		
LPT22	130 – 140	25,47	8,54	8,44	7,13	33,915		32,601	32,549	1,16	15,57		
LPT22	140 – 150	25,64	9,78	9,69	9,09	35,328		34,722	34,678	0,86	6,26		
LPT23	15 – 20	29,35	7,44	7,36	5,44	36,702		34,792	34,766	1,15	25,98		
LPT23	45 – 50	26,29	5,32	5,21	3,17	31,503		29,454	29,451	1,95	39,29		
LPT23	60 – 70	29,82	6,27	6,19	4,2	36,012		34,018	34,011	1,24	32,22		

LPT23	80 – 90	25,89	9,34	9,23	8,12	35,124		34,012	34,003	1,13	12,04		
LPT23	90 – 100	26,35	10,57	10,49	9,75	36,844		36,096	36,09	0,77	7,13		
LPT24	15 – 20	26,96	7,61	7,49	5,73	34,452		32,696	32,689	1,55	23,45		
LPT24	27 – 32	26,29	8,27	8,19	6,56	34,471		32,841	32,83	0,98	19,92		

4.2.4 Berechnung Volumen und Kohlenstoffgehalt Rastatter Bruch

Die Vernässungsmaßnahmen im Rastatter Bruch haben das Ziel, die Mineralisation des vorhandenen Torfkörpers zu reduzieren und somit den im Moor gespeicherten Kohlenstoff im Boden zu sichern und nicht als klimaschädliche Emission in die Atmosphäre entweichen zu lassen. Dieser Effekt ist umso größer, je größer der Moorkörper ist, weshalb eine grobe Volumenbestimmung des Moorkörpers im Rastatter Bruch unternommen wurde. Dabei sind die genauen Abmessungen des Moores bisher nicht bekannt. So ist unbekannt, ob unter der Deponie südwestlich des Mittleren Bruches noch Moorreste vorhanden sind. Wohl nur eingeschränkt finden sich noch Moorreste nordöstlich der Oberwaldstraße, auch dort im wesentlich von der Deponie beeinträchtigt (Raab 1997). Deshalb wurde die Volumenbilanz auf den Bereich zwischen Oberwaldstraße und der Bauschuttdeponie beschränkt, wo von einem morphologisch einigermaßen gleichmäßigen Moorprofil im historischen Gewässerlauf ausgegangen wird. Dessen Profil floss zusammen mit den genannten Transektuntersuchungen und den Daten von Raab (1997) in die Volumenberechnung ein. Auf Grundlage der erbohrten Profiltiefen, gemessen von der Oberfläche (inklusive des vererdeten Torfes) bis zur Oberfläche der unterliegenden Mudde, wurden die obere und die untere Begrenzungsschicht des Moorkörpers mittels Rasterextrapolation (Kriging) in einem GIS generiert. Aus der Differenz dieser beiden Flächen ließ sich die Mächtigkeit des Moorkörpers ermitteln.

Die folgende Abb. 11 zeigt vereinfacht ein Transekt durch den Moorkörper. Zur besseren Anschaulichkeit wird in der Darstellung von kontinuierlichen Übergängen zwischen den einzelnen Aufnahmepunkten ausgegangen, was die Abbildung gegenüber dem eigentlichen, mittels Kriging interpolierten Modell ungenauer erscheinen lässt. Als Beispiel ist hier das zweite der insgesamt fünf im Modell verwendeten Transekte dargestellt.

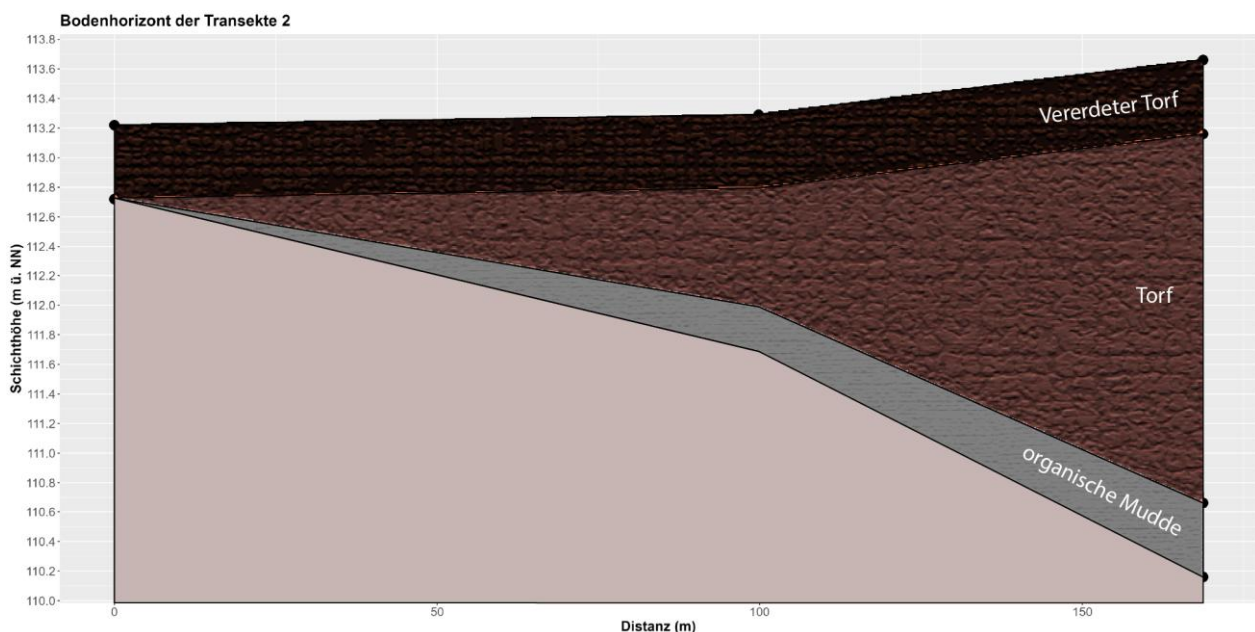


Abb. 11: Profil durch das Rastatter Bruch Moor (Transekt 2)

Das Volumen des Torfkörpers in dem genannten Abschnitt des Moores beträgt demnach 187.467 m³. Mit diesem Volumen wurde im Folgenden die Kohlenstoffmenge berechnet. Aufgrund der genannten Abstraktionen im zugrundeliegenden Volumenmodell unterschätzt dieser Wert etwas das tatsächliche Volumen des Moores. Weitere stärker beeinträchtigte Mooranteile könnten sich unter der Bauschuttdeponie sowie nördlichen zwischen Oberwaldstraße und Stadtpark/Parkplatz Fa. Getinge befinden.

4.2.5 Ergebnis Organ. Bodensubstanz (OBS) und organ. Kohlenstoffgehalt (C_{org})

Nach dem Vergleich des ermittelten C_{org} mit der OBS in den Proben aus dem Rastatter Bruch ergab sich ein C_{org} in der OBS von etwa 60 %. Damit liegt der C_{org} in der OBS im Rastatter Bruch über den Werten, die in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5) für C_{org} in OBS in mineralischen Böden (58 %) und Torf (50 %) (BGR, 2005) angegeben sind. Auch Succow und Joosten (2012) geben für Seggen- und Schwarzerlentorfe etwas niedrigere Maximalwerte an (57,4 % resp. 51,8 %).

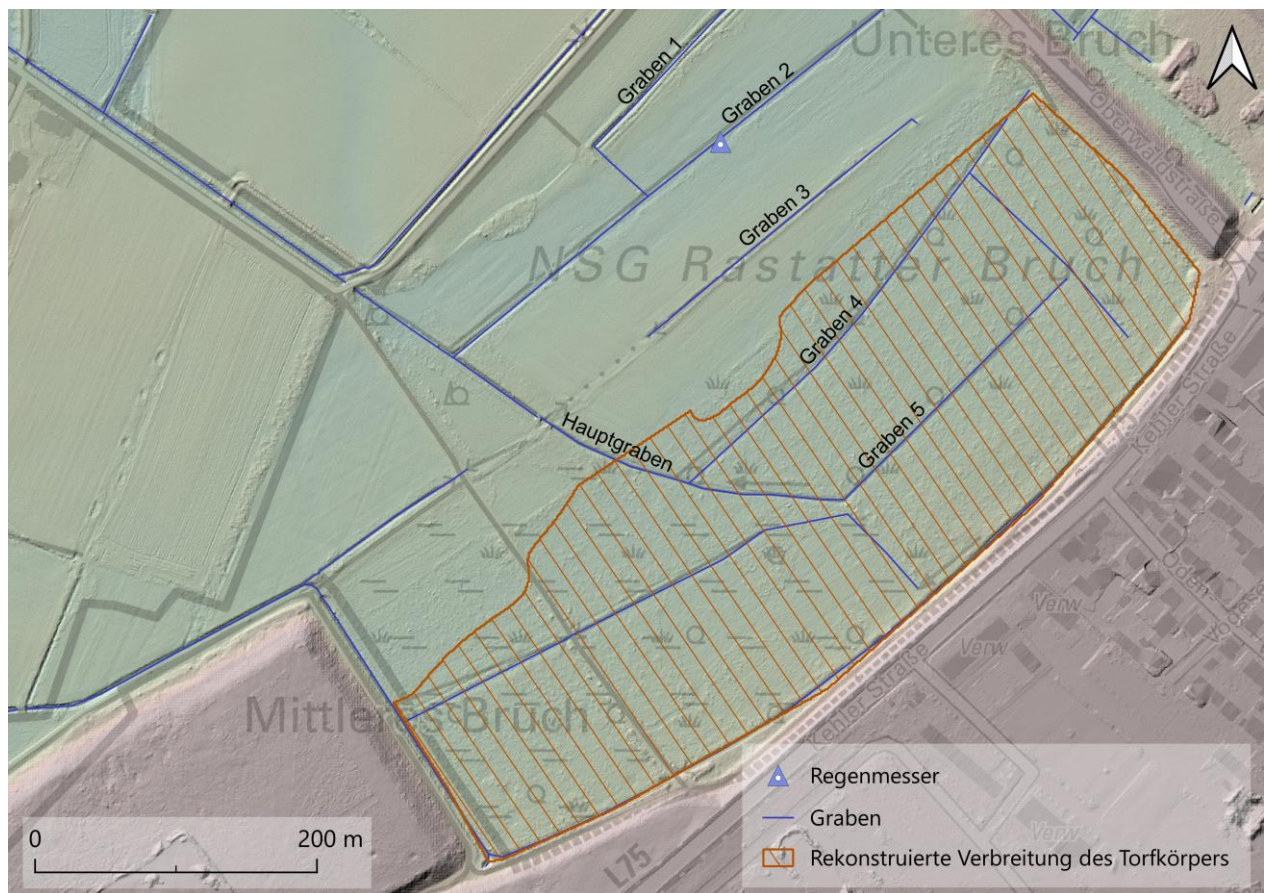


Abb. 12: Rekonstruierte Verbreitung des Haupt-Torfkörpers im Rastatter Bruch

Damit ergibt sich eine Gesamtmenge von 14.331 t Kohlenstoff auf 12,6 ha Moorfläche. Nicht einbezogen wurden die unter den randlich nach Südwesten und Nordosten anschließenden Deponien, unter denen mutmaßlich überschüttete Torfschichten liegen, deren Volumen und Zustand aber nicht bekannt sind. Ebenfalls nicht einbezogen wurde die im Projektverlauf entdeckte Vermoorung entlang des Grabens 2 am Regenmesser.

5 Wasserhaushalt: Wassermengenbilanz

Für den Wasserhaushalt des betrachteten Raumes ist das Grundwasser von zentraler Bedeutung, weshalb die Erfassung dieses Parameters flächenhaft erfolgte (s. Abb. 15). Oberflächengewässer spielen für den Wasserhaushalt des Gebietes nur als Gräben eine Rolle, wobei der Großteil der Gräben lange Zeit im Jahr trockenfällt. Nur der sogenannte Deponiegraben, der im weiteren Verlauf zum Bruchwiesengraben wird, ist durch seinen Zulauf aus dem Siedlungsraum fast dauerhaft zumindest etwas fließend. Stillgewässer kommen nur als drei Grabenaufweitungen vor, die als Amphibienhabitate im Verlauf der Projektlaufzeit kleinflächig erweitert wurden.

5.1 Grundwasser: Messstellen und Auswertungen

Zur Einschätzung des lokalen Grundwasserhaushaltes wurde zunächst die einzige nahe gelegene und geeignete Grundwasser-Messstelle der LUBW auf dem benachbarten Betriebshof der Firma Späth (Saatguthof, LUBW-Messstelle 0122/211-7) ausgewertet.

Die langjährige Datenreihe reicht bis 1973 zurück und wurde als langjährige Referenz (seit 1973) im Projekt verwendet (Abb. 13). Diese korreliert im Projektmesszeitraum plausibel mit den eigenen Messdaten des Projektes (vergl. Abb. 16). Weitere Messstellen der Umgebung sind aus unterschiedlichen Gründen nicht für das Projekt relevant (meist Geländehöhe der näheren Brunnen auf der Stadt-seitigen Niederterrasse oder größere Entfernung).

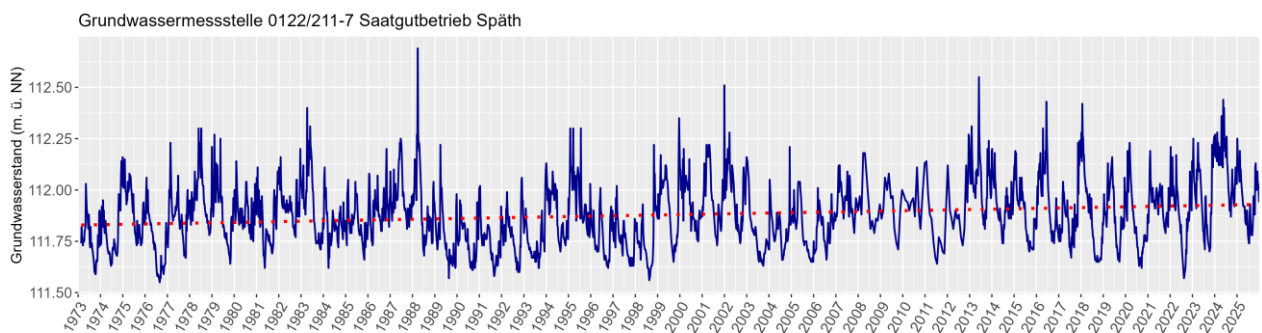


Abb. 13: Grundwasserganglinie 1973 – 2026 der LUBW-Messstelle 0122/211-7 (Saatguthof)

Die Messstelle zeigt die üblichen Jahresschwankungen und mehrjährige trockenere und feuchtere Phasen. Sehr deutlich ist erkennbar, dass die langjährige Trendlinie nicht negativ ist, sondern im Gegenteil eine leichte Steigung, wenn auch nur von wenigen Zentimetern, aufweist. In der letzten Dekade (2013–2022) ist die Trendlinie dagegen deutlich negativ, was das nasse Jahr 2024 unterbrochen hat.

Auch die Auswertung der langjährigen Daten anhand der mittleren Jahresniederschläge seit 1984 zeigt, dass es wiederholt trockenere Phasen gegeben hat (z.B. 1989–1993, 1996–1998, 2003–2006), die sich mit mittleren und feuchteren Perioden abwechseln (Abb. 14). Dies sowohl im gesamten Jahr als auch bei Betrachtung der Vegetationsperiode. Tendenziell zeigt aber die Vegetationsperiode eher niedrigere Werte als das Gesamtjahr, so dass von trockeneren Sommerphasen ausgegangen werden kann, was für das Schutzgebiet von besonderer Bedeutung ist (Boxplot Jahresniederschläge Vegetationsperiode s. Anhang 6:).

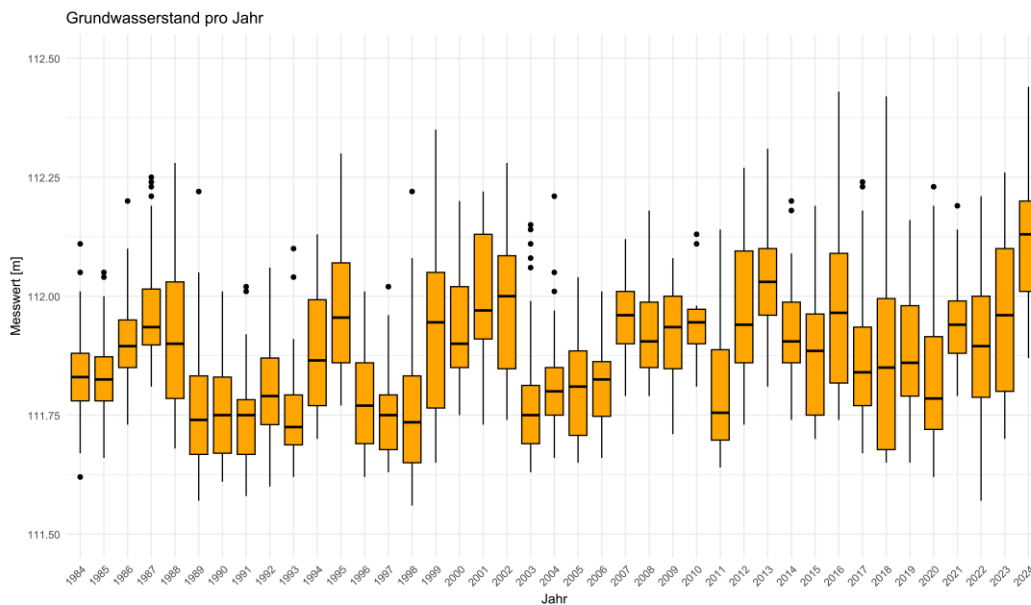


Abb. 14: Grundwasserstand der letzten vier Dekaden im Boxplot

Für eine genauere Analyse und die Erstellung eines einfachen Grundwassermodells wurden im Untersuchungsgebiet in Abstimmung mit dem KIT-Institut für Wasser und Umwelt, Hydrologie zehn provisorische Grundwassermessstellen eingerichtet. Die wasserrechtliche Erlaubnis für die Brunnen wurde im August 2022 durch das Landratsamt Rastatt erteilt.

Nachfolgend konnten ab September 2022 die geplanten zehn Grundwasserbrunnen installiert werden. Hierzu wurden in den beantragten Bereichen 2-Zoll-Grundwasserrohre aus Stahl mit einem Cobra-Benzinbohrhammer eingebracht (2–4 m Tiefe) und mit speziellen Grundwassermessstellendeckeln verschlossen. Einige Messstellen wurden mit einfachen DN50-HT-Kunststoffrohren ausgeführt. In den Brunnenrohren wurden HOB0-U20L Druck-Temperatur-Logger installiert, welche über die Projektlaufzeit halbjährlich ausgelesen wurden. Der Betrieb der Messstellen wurde mit einer Lagekarte dem Bewirtschafter der Flächen mitgeteilt. Dennoch wurden die mit farbigen Holzpfehlen gekennzeichneten Grundwasserrohre viermal abgemäht. Dabei handelte es sich jeweils um Kunststoffrohre, sodass der Schaden gering blieb und die Logger nicht betroffen waren.

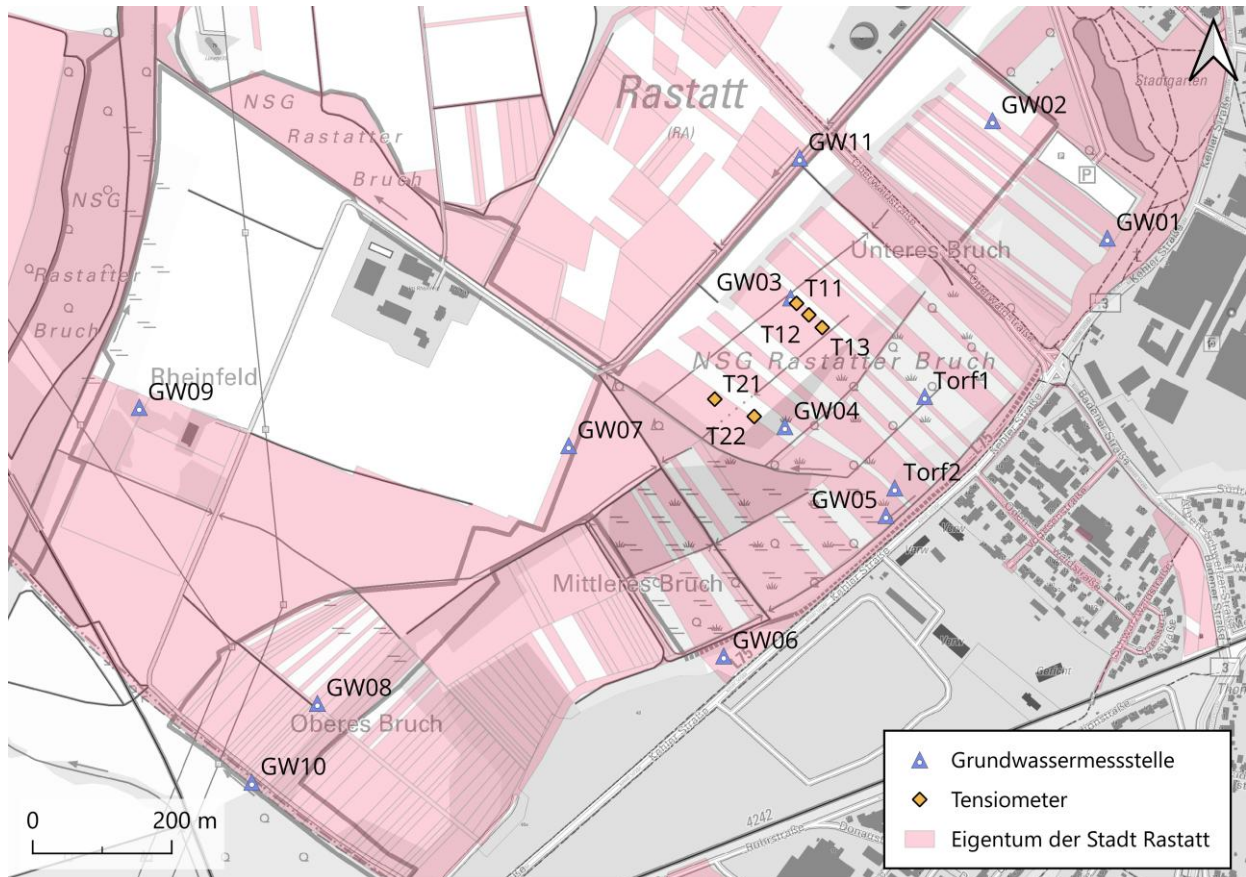


Abb. 15: Lage der Tensiometermessungen und der 11 Grundwassermessstellen GW01 – GW11 im Untersuchungsgebiet (blaue Dreiecke)

Bereits im Mai 2022 wurden nach Niederschlägen erste Daten als Notizen zu Wasserständen im Untersuchungsgebiet erhoben, da die Messung mit GW-Brunnen mangels wasserrechtlicher Genehmigung noch nicht möglich war. Der sehr trockene Sommer 2022 hat eine Erfassung weiterer Regenereignisse und damit korrespondierender Grundwasserstände nicht erforderlich werden lassen. Seit der Installation der Logger Anfang 2023 haben die Grundwasserlogger bis zum Projektende kontinuierlich Daten (Druck, Temperatur) aufgezeichnet. Die Daten der Logger und der Niederschläge an der Messstelle Saatguthof der LUBW sind in Abb. 16 dargestellt.

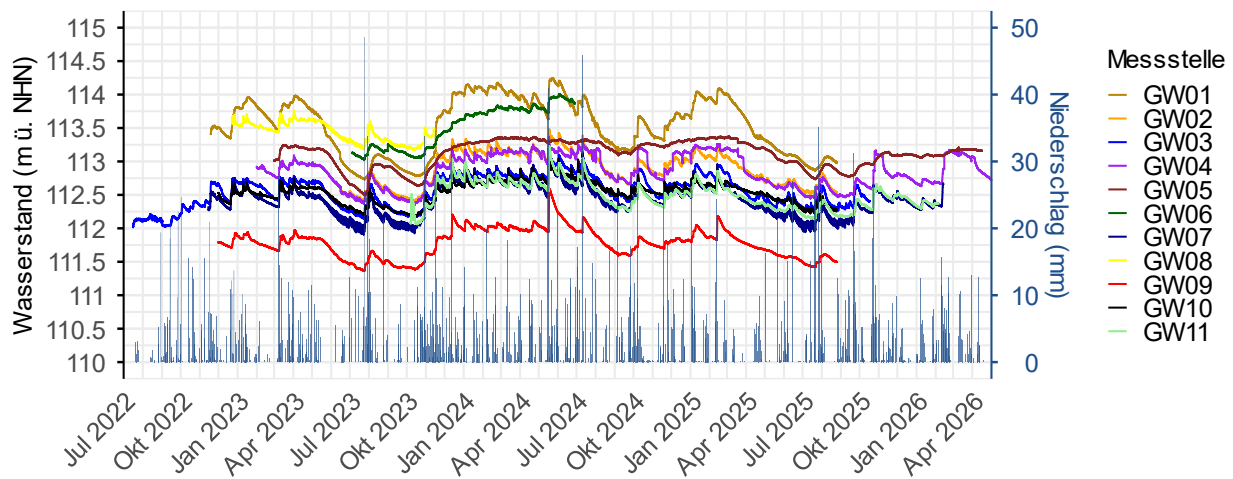


Abb. 16: Grundwasserganglinien aller Projektmessstellen über die Projektlaufzeit. In blau sind die jeweiligen Tagesniederschlagssummen dargestellt, die den Einfluss des Niederschlages deutlich zeigen

Problematisch waren die Grundwassermessstellen 5, 6 und 8. Der erstgenannte lieferte sehr gedämpfte Signale, so dass eine Verstopfung des Filterrohres und ein somit verlangsamter Druckausgleich angenommen wird. Die Tendenz der Ganglinie fügt sich aber unter Verlust der kurzfristigen Schwankungen gedämpft in das Gesamtbild. Logger GW06 wurde mutmaßlich bei Bauarbeiten an dem genutzten externen Brunnenrohr entfernt und hat somit eine reduzierte Datenlaufzeit. Gleiches gilt für den Logger GW08, der im Abstrom der Deponie im Südwesten des Gebiets installiert war. Die Lehre der beiden Letztgenannten zeigt, dass trotz Absprache mit den Betreibern anderer Brunneninfrastruktur im Betriebsalltag die Informationen oft nicht an Mitarbeiter oder Beauftragte weitergegeben werden und damit eine Nutzung existierender Brunnen in der hier ausgeführten Form problematisch ist.

Deutlich wird an der Abbildung, dass die Logger nahezu alle dem lokalen Niederschlagsgang folgen und in der absoluten Höhe plausibel dem von Osten nach Westen gerichteten Grundwassergradienten vom Hochufer an der Kehler Straße nach Nordwesten folgen. So liegt der GW01 (braune Signatur) am weitesten im Osten und GW09 (rot) deutlich abgesetzt im Westen. Damit bilden die Messstellen die modellierte Grundwasseroberfläche und zeichnen das Geländegefälle nach.

Der Abgleich mit der Niederschlagslinie zeigt, dass sich große Niederschlagsereignisse deutlich und unmittelbar auf den Grundwasserstand auswirken. Damit ist der lokale Niederschlag der bedeutendste Einflussfaktor des Grundwassers.

5.2 Tensiometermessungen

Die Bewertung des Wasserhaushaltes des Rastatter Bruches wurde für den zentralen Wiesenbereich mit der Installation von Tensiometersaugkerzen (Fa. Ecotech Bonn) ergänzt. Die Tensiometer bestehen aus unterschiedlich langen Kunststoffröhren, die oben mit einer Silikonkappe verschlossen werden und unten mit einem Keramikkörper abschließen, durch den das umgebende Bodenwasser mit der Wasserfüllung im Rohr verbunden ist. Die Röhren sind mit Wasser gefüllt, das bei zunehmender Austrocknung des Bodens durch den Keramikkörper angesaugt wird. Der entstehende Unterdruck, die sogenannte Saugspannung, ist ein direktes Maß für den Trockenstress, den die Pflanzenwurzeln erleiden. Der Unterdruck wird mit einem Manometer (Greisinger GMH 3111) ausgelesen. Dieses ist über einen druckfesten Schlauch mit einer Kanüle verbunden, die für jede Messung durch den oberen druckfesten Silikonverschluss gestochen wird.

Es wurden in den Vegetationsperioden 2023 und 2024 auf zwei Transekten (s Abb. 15) je drei Tensiometer pro Standort in den Tiefen 25 cm (A), 45 cm (B) und 90 cm (C) in vorgebohrte Löcher eingebracht. Die Keramikkerzen wurden beim Einbau mit einer Wasser-Boden-Mischung verschlämmt, um einen guten Bodenkontakt herzustellen. Die Tensiometer wurden in der Vegetationszeit zweimal pro Woche ausgelesen. Im Winter ist eine Messung aufgrund des Wasserüberschusses nicht sinnvoll, da keine Saugspannung vorhanden ist.

Die Ergebnisse zeigen erhebliche Unterschiede in der sommerlichen Trockenheitsbelastung der verschiedenen Standorte zwischen den sehr unterschiedlichen Jahren 2023 und 2024, wobei das Jahr 2024 besonders nass war. Gemeinsam ist nahezu allen Standorten, dass die starken Austrocknungsphasen nur den Wurzelhorizont im Oberboden betreffen (Messtiefe 25 cm), während sowohl die 45 cm als auch die 90 cm nicht von der Austrocknung betroffen sind. Ausnahme ist nur der Standort T1-3. Bei allen Messstellen zeigt sich bei Betrachtung der Tageswerte der Niederschläge die deutliche Entspannung der Austrocknung nach starken Regenereignissen.

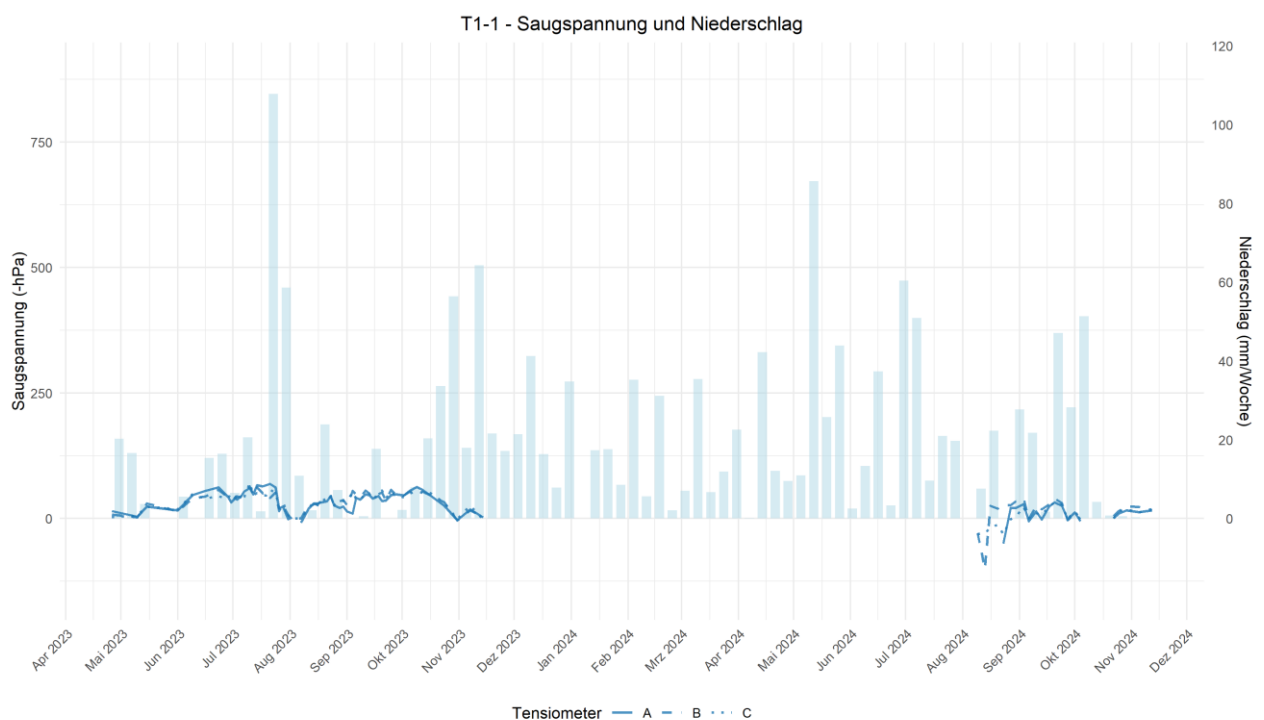


Abb. 17: Saugspannung in 25 cm Tiefe (A), in 45 cm Tiefe (B) und 90 cm Tiefe (C) und Niederschlagsmengen (Wochensummen) an Tensiometerstandort T1-1

Transekt 1 beginnt am Punkt T1-1 in einer flutrasenartigen, sehr feuchten und lange im Jahr überstauten Senke. Entsprechend sind die gemessenen Saugspannungen sehr gering und übersteigen -80 hPa nicht. Deutlich sind im August 2023 die Auswirkungen der regenreichen Wochen an den abfallenden Saugspannungen zu sehen.

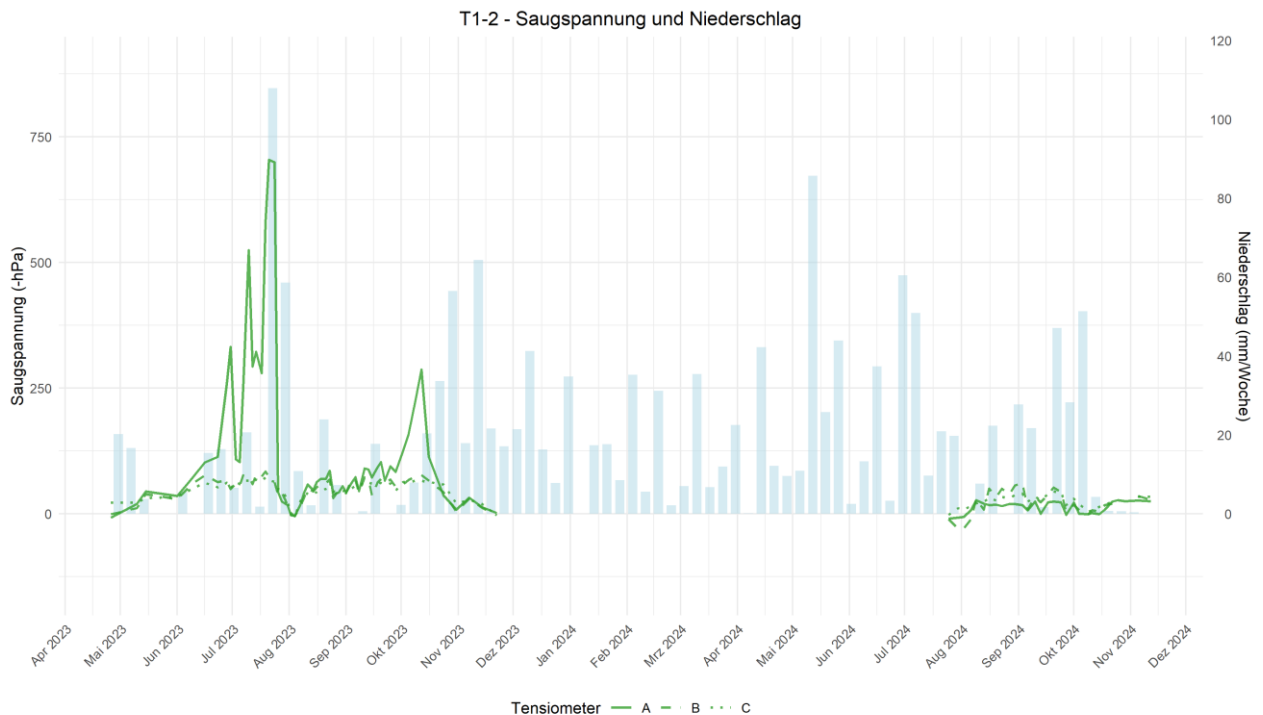


Abb. 18: Saugspannung in 25 cm Tiefe (A), in 45 cm Tiefe (B) und 90 cm Tiefe (C) und Niederschlagsmengen (Wochensummen) an Tensiometerstandort T1-2

T1-2 ist ein etwa 30 m entfernter, höher gelegener, nicht überstauter, aber grundwasserbeeinflusster Standort einer wechselfeuchten Wiese. Er zeigt im Oberboden deutlich erhöhte Saugspannungen von ca. -700 hPa ohne nennenswerte Veränderungen bei den unteren Messtiefen.

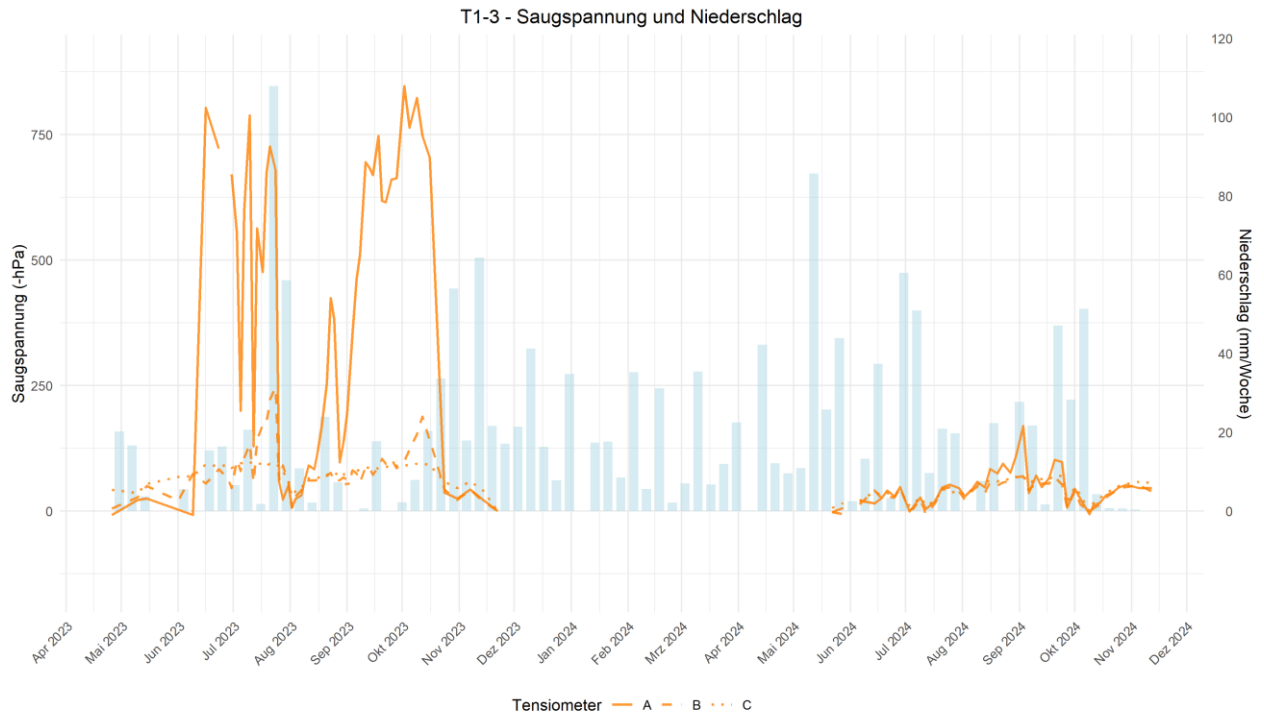


Abb. 19: Saugspannung in 25 cm Tiefe (A), in 45 cm Tiefe (B) und 90 cm Tiefe (C) und Niederschlagsmengen (Wochensummen) an Tensiometerstandort T1-3

T1-3 liegt noch höher und erreichte über längere Perioden im Jahr 2023 hohe Saugspannungen über -700 hPa, zeitweise über -750 hPa. Hier wirkte sich die Trockenheit sogar bis in die Messtiefe von 25 cm mit leichten Anstiegen aus.

Transekt 2 wurde nur 2024, einem ausgesprochen nassen Jahr, ausgelesen. Messstelle T2-1 erreicht nur im September knapp -750 hPa im Oberboden. Die feuchtere Messstelle T2-2, näher am Moor gelegen, erreicht in der gleichen kurzen Septemberphase nur knapp -400 hPa.

Ab 600–700 hPa beginnt der Feuchtezustand, die Pflanzen zu stressen. Diese Werte wurden nur an den trockensten Standorten in trockenen Jahren erreicht. Somit kann für den Messzeitraum, der keine extrem trockenen Jahre beinhaltete, von einer geringen Trockenheitsbelastung gesprochen werden. Das Erreichen der -750 hPa in einem mittleren Jahr zeigt aber, dass trockene und heiße Jahre mit deutlichem Trockenstress für die Vegetation der Wiesen verbunden sind. Ebenso wird deutlich, dass die Unterbodenfeuchte ein wesentlicher stabilisierender Faktor ist, der die Wiesen mit Grundwasseranhebungen deutlich resilienter macht.

Für eine weitergehende Interpretation können die Bodenprofile (Abb. 8) hinzugezogen werden. Tensiometer T1-1 entspricht Bodenprofil BP 2-11, T1-2 entspricht BP 2-09 und T1-3 entspricht BP 2-08.

5.3 Abflussmessungen und Volumenermittlung

5.3.1 Zuflussmessung

Für die Wasserbilanz des Gebietes und v.a. eine Abschätzung der in das Gebiet zufließenden und für die Vernässung potenziell nutzbaren Wassermengen wurde eine Abflussmessung installiert. Im zentralen Zufluss, dem sogenannten ‚Merzeaurohr‘ am Hochufer im Winkel mit der Deponie im dortigen DN1500 Betonrohr wurde mit Hilfe des KIT-Institutes für Wasser und Umwelt (IWU) am 20.02.2024 ein Messwehr im Betonrohr installiert. Dazu wurde eine Edelstahlplatte mit V-Ausschnitt unten in den Rohrquerschnitt eingebaut, die einen Aufstau produziert. Dieser fließt über den V-Ausschnitt und eine kleine Führung ab (Thomson-Wehr). Der Abfluss ist proportional zum Wasserstand, der mit einem HOB0-U20L Drucklogger auf der Anstromseite des Wehres am Boden montiert war und den Druck (resp. Wasserstand) in 2 min Intervallen aufzeichnet. Das IWU hat dankenswerterweise die Herstellung des Wehres in der Werkstatt des Theodor-Rehbock Wasserbaulabors beigesteuert und die Installation unternommen. Zudem wurde eine Wasserstands-Abflusskurve bereitgestellt, die die Funktion der abfließenden Wassermenge in Abhängigkeit vom Wasserstand darstellt (s. Anhang 8:) was besonders beim Übergang zu höheren Wasserständen, wenn der V-Ausschnitt voll überströmt ist, kritisch ist, da dann abrupt der größere Fließquerschnitt des gesamten DN-1500-Rohres oberhalb des Wehres zur Verfügung steht.

Eine manuelle Kalibrierung erfolgte in den ersten Wochen durch wiederholte Messung der Abflüsse mit der Messbecher-Methodik: bei verschiedenen Wasserständen/Abflüssen wurde über einen festgelegten Zeitraum (15–30 Sekunden) die überlaufende Wassermenge mit einem Messgefäß mehrfach gemessen, gemittelt und auf eine Minute gerechnet.



Abb. 20: Thomson-Messwehr: Frontansicht und Aufsicht mit separatem Drucklogger

Die Messungen der im Zulauf ankommenden Abflüsse aus dem Münchfeld erfolgten vom 20.02.2024 bis zum 03.04.2025. Die untenstehende Grafik (Abb. 21) zeigt die Menge der Abflüsse/Zuflüsse aus dem Zulaufrohr im Messzeitraum. Starke Niederschlagsereignisse prägen sich deutlich im Abfluss durch. Überraschend ist dabei, dass die im Münchfeld gesammelten Regenniederschläge viel größer sind als die im Bruch ankommenden Mengen. Bei einem Jahresniederschlag von 1.054 mm zwischen 1. März 2024 und 28. Februar 2025 fielen auf den 32 ha des Wohngebietes Münchfeld 337.217 m³, von denen bei 55 % Versiegelungsgrad 185.468 m³ über den Zulaufkanal im Bruch ankommen sollten (= *berechneter Niederschlag*). Tatsächlich wurde dort aber nur 47.792 m³ (26 %) gemessen (= *gemessener Zulauf*). Damit gehen drei Viertel des Niederschlagswassers verloren. Dies wird auch in der Monatssummendarstellung sehr deutlich (Abb. 22). Neben den oben genannten Messungenauigkeiten bei der Abflussmessung ist hier von einem sehr starken Verlust durch Leckagen im Kanalsystem auszugehen. Eine weitere Option wäre, dass die Daten zum Kanalanschlusssystem nicht vollständig sind und Wasser in andere Richtungen abgeführt wird.

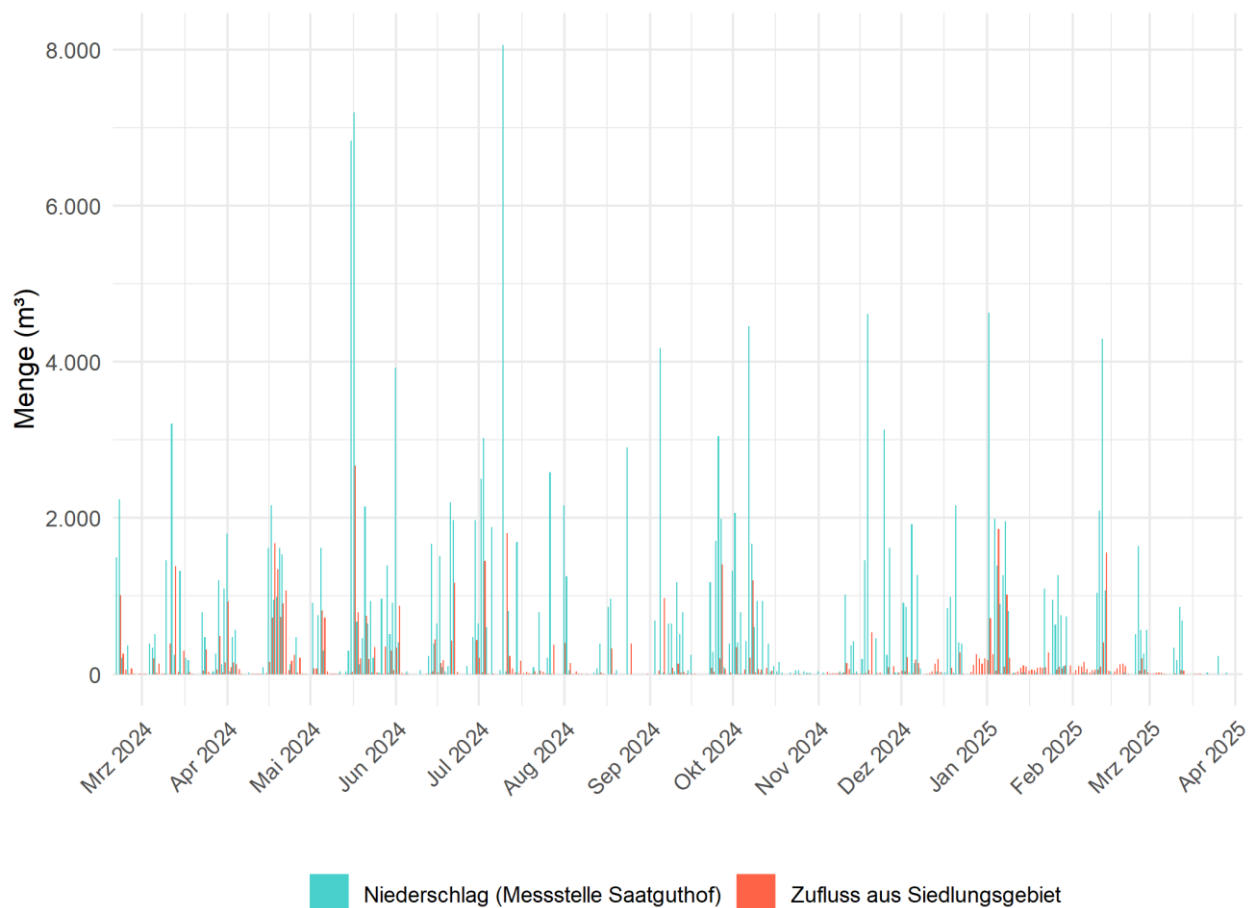


Abb. 21: Tageswerte des Zulaufes aus dem Münchfeld (rot) und berechneter Zulauf aus den gemessenen Niederschlagswerten (Messstelle Saatguthof)

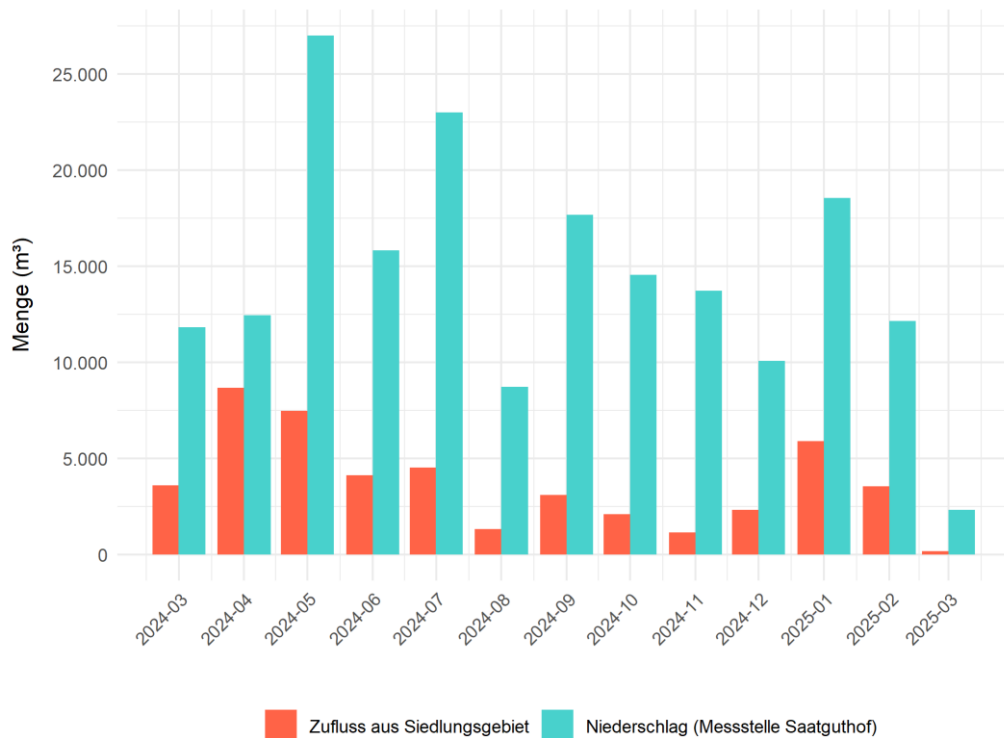


Abb. 22: Monatssummenwerte des Zulaufes aus dem Münchfeld (rot) und berechneter Zulauf aus den gemessenen Niederschlagswerten (Messstelle Saatguthof) für die 32 ha Einzugsgebiet Münchfeld. Während eines Starkregenereignisses am 10. Juli 2024 kam es an der Befestigung des Loggers zu einem technischen Defekt. Im Juli 2024 fehlen daher erhebliche Abflussmessungen in der Darstellung

Aus den Messungen ergab sich für die Wasserbilanz im Zeitraum 3/2024 bis 2/2025 ein Jahreszufluss von 42.792 m³ aus dem Siedlungsraum. Dieses wäre die für die Vernässung im Bruch nach entsprechender Vorbehandlung (s. Kap. Abwasserbehandlung S. 59 ff.) zur Verfügung stehende Wassermenge in diesem recht nassen Jahr. Ein deutlich größeres Potenzial wäre verfügbar, wenn die Leckagen und/oder Fehlableitungen korrigiert und das gesamte Niederschlagsregenwasser für die Vernässung genutzt werden könnte. In einem durchschnittlichen Jahr mit 900 mm Niederschlag stünden dann 158.480 m³ für die Vernässung zur Verfügung. Eine Vorbehandlung dieser Wässer ist in jedem Fall erforderlich (s. Kap. 6.5). Dabei ist je nach Ausführung einer Wasservorbehandlungsanlage bei Starkniederschlägen, die einen erheblichen und möglicherweise zunehmenden Teil der Jahresniederschläge ausmachen können, die Vorbehandlung nicht möglich. Ein überlaufender Anteil wird somit ungenutzt für die Vernässung weiterhin am Moor vorbei in den Riedkanal abfließen müssen. Es wird aber üblicherweise mit einer Behandlungsquote von ca. 90 % der abfließenden Wässer gerechnet (Fuchs, IWU, mündl. Mittlg).

5.3.2 Weitere Abflussmessungen

Neben dem Zulauf wurde die Installation zweier Messwehre am Ablauf des zentralen Gebietes in zwei Durchlassrohren geplant. Diese sollten ebenfalls als Thomsonwehre am Hauptabstrom an der Straße „Im Rheinfeld“ (Standort „Stau 1“) und im zweiten Abstrom im Bruchwiesengraben (Durchlass an der „Deponieecke“ oder Durchlass am Sibyllenhof) eine Durchflussmessung ermöglichen und gleichzeitig einen begrenzten Einstau der zuführenden Gräben gewährleisten.

Dafür wären die Wegedurchlassrohre (DN 1100 bzw. DN 1500) jeweils auf den unteren zwei Dritteln mit einem Metallblech verschlossen worden, das oben eine V-förmige Kerbe (ebenfalls Thomson-Wehr) hat und mit Druckloggern ausgestattet worden (s. Abb. 37).

Die Einrichtung dieser beiden Messstellen wurde im Projekt aus verschiedenen Gründen nicht weiterverfolgt. So wurde für den Deponiegraben der Einstau bis zu einer Prüfung der Höhe der Deponiesohle aufgeschoben, da eine Anhebung des Grundwassers bei Erreichen des Deponiekörpers eine Remobilisierung von Schadstoffen bewirken könnte. Am Standort Stau 1 wird der Einbau eines Messwehres weiterhin als Ersatz für den bestehenden Sandsackstau empfohlen (s. Kap. 7.1.4)

Das funktionsfähige Wehr im Merzeaurohr ist nach Abschluss des Projekts zunächst im Rohr belassen worden und kann bei Bedarf jederzeit wieder durch den Einbau eines Messloggers in Betrieb genommen werden. Das KIT-Aueninstitut wird nach Aufforderung durch die Stadt ggf. den Rückbau durchführen.

5.4 Lokale Wasserbilanz

Im Zentrum der vorliegenden Studie steht der Wasserhaushalt des Naturschutzgebietes Rastatter Bruch und damit v.a. die aktuelle und zukünftige Situation des Grundwassers. Die vergangenen, trockenen Jahre haben im Untersuchungsgebiet wie vielerorts auch starke Austrocknung bewirkt, die Entwicklung des Klimawandels lässt eine deutliche Entwicklung in diese Richtung erwarten. Demnach ist die Untersuchung der Wassermengenverfügbarkeit für den Erhalt des Feuchtgebietes von größter Bedeutung. Dazu gehört vor allem die Frage, in welchem Umfang der Wasserhaushalt/Grundwasserstand des Gebietes bei nachlassendem Wasserdargebot durch die Nutzung von Siedlungsregenwasser gestützt werden kann?

Für diese Frage wurden die vorliegenden langfristigen Grundwasserdaten ausgewertet und in enger Zusammenarbeit mit dem KIT Institut für Wasser und Umwelt (IWU), Hydrologie, Dr. Jan Wienhöfer, eine Wasserbilanz des Rastatter Bruches aus den verfügbaren Daten erstellt sowie eine Abschätzung der Auswirkungen auf den Grundwasserspiegel gegeben. Diese Arbeiten wurden im Rahmen einer Semesterarbeit „Hydrological Evaluation of the Rastatter Bruch“ durch Herrn Reza Erami (Erami 2023) durchgeführt. Auf der Basis der Wasserhaushaltsgleichung wurden die darin enthaltenden Parameter durch gemessene Daten, vorliegende Daten aus überregionalen Klimamodellen sowie Annahmen zu den nicht messbaren oder anderweitig verfügbaren Daten repräsentiert.

Ziel ist dabei die Darstellung verschiedener möglicher Entwicklungen in Szenarien, welche als veränderliche Parameter die unterschiedliche Zuführung von Siedlungsregenwasser sowie Veränderungen in der Gesamtverdunstung berücksichtigen, welche sich auch bei höherem Wasserangebot durch Vernässung in vergleichbarem Umfang einstellen würde. Es ist zu betonen, dass es sich aufgrund der z.T. nicht messbaren Bilanzgrößen hierbei um Abschätzungen handelt, welche ein funktionales Verständnis und eine Einschätzung realistischer Größenordnungen unterstützen.

Die allgemeine Wasserhaushaltsgleichung beschreibt die Veränderung des lokalen Wasserspeichers S , welche von den folgenden Parametern beeinflusst wird:

- dem lokalen Niederschlag (P),
- den oberirdischen Zuflüssen ($Q_{(sw)in}$, z.B. aus Gräben)
- den unterirdischen Zuflüssen ($Q_{(gw)in}$)
- den oberirdischen Abflüssen ($Q_{(sw)out}$, z.B. in Gräben)
- den unterirdischen Abflüssen ($Q_{(gw)out}$)
- der Verdunstung von Boden, Wasserflächen und Pflanzen (ET = Evapotranspiration)

Die Wasserhaushaltsgleichung setzt diese Größen in ihrer Formel um:

$$\Delta S_{(gw+sw)} = P + Q_{(sw)in} + Q_{(gw)in} - ET - Q_{(gw)out} - Q_{(sw)out}$$

Die verwendeten Parameter werden im Folgenden separat erläutert.

Niederschlag: Die vorliegenden Berechnungen wurden für das Beispieljahr 2022, das einerseits nah am Projektzeitraum liegt und damit die jüngeren Klima- und Wetterverhältnisse abbildet durchgeführt. Zum anderen ist das Jahr 2022 beispielhaft für ein trockenes Jahr, welches tendenziell die Auswirkungen angespannter Wasserhaushaltsverhältnisse, wie sie durch den Klimawandel zu erwarten sind, annähernd repräsentiert. Da für diese Jahr 2022

keine eigenen Messungen vorliegen, wurden Daten Dritter herangezogen, welche dann für die gemessenen Jahre 2023–2025 mit den eigenen Daten für das Gebiet plausibilisiert wurden.

Zuflüsse: Die oberirdischen Zuflüsse im Moor des Rastatter Bruches sind vernachlässigbar. Die wenigen Ableitungen vom Hochufer (Straßenablauf der B3) werden vom darunter liegenden Graben abgefangen, sie versickern dort und haben in der Projektlaufzeit nicht ein einziges Mal zu einem Ablauf in den anschließenden Bruchwiesengraben beigetragen.

Zukünftige Zuflüsse (Szenario) wären die nutzbaren und vorzuklärenden Siedlungsregenabwässer aus dem Münchfeld und dem Merzeau-Gelände, die aktuell am Gebiet vorbeigeführt werden. Diese aktuellen Abflüsse von dort wurden im Zulauf im Merzeaurohr am Hochufer der Kehler Straße gemessen (s. Abb. 21). Zudem wurde der potenzielle Zufluss durch eine Berechnung der jährlichen Niederschläge in dem 32 ha großen Einzugsgebiet Münchfeld überschlagen. Dabei wurde davon ausgegangen, dass alle Abflüsse entsprechend dem Befestigungsgrad des Wohngebietes (55 %) durch den im Merzeaurohr endenden Sammelkanal gemeinsam abgeführt werden, wie es der Kanalplan darstellt.

$$\frac{\text{Zuflussmenge [m}^3\text{]}}{a} = P \left[\frac{m}{a} \right] * \text{Fläche [m}^2\text{]} * \text{Befestigungsgrad [\%]}$$

Errechneter Zufluss aus dem Münchfeld:

$$158.400 \frac{m^3}{a} = 0,9 \frac{m}{a} * 320.000 m^2 * 55 \%$$

Unterirdische Zuflüsse kommen von der Niederterrasse des Rastatter Bruches unter der Basis des Hochufers auf der gesamten Länge des Moores. Sie sind nicht direkt quantifizierbar. Es wird auch in Auswertung von Rücksprachen mit der LUBW (Gudera, pers. Mittl. 2025) aus dem dort betriebenen Grundwassermodell davon ausgegangen, dass die Zuflüsse auf diesem Wege in etwa den Abflüssen aus dem Moor in der weiteren Strömungsrichtung des Grundwassers entsprechen und damit keine Nettoveränderung des Grundwasserspeichers durch diese Komponente erfolgt. Gleiches gilt für die vertikalen Grundwasserströmungen in den sandig-kiesigen oberen Grundwasserleiter, der somit hier vernachlässigt werden muss. Diese Zuflüsse sind wie auch die entsprechenden Abflüsse technisch nicht messbar.

Abflüsse: Als oberirdische Abflüsse aus dem Untersuchungsgebiet fungieren nur zwei Gräben. Erstens der Hauptgraben, der an der Eingangsschranke des NSG an der Straße "Im Rheinfeld" durch den Durchlass unter der Straße verläuft. Zweitens der sogenannte 'Deponiegraben', der an der Ecke der Deponie unter dem dortigen Weg verläuft und im Weiteren den Bruchwiesengraben bildet. Genau an diesen Stellen wurden im Projekt verschieden dimensionierte Einstaue hergestellt (s. Kap. 7.1.3). Am erstgenannten Standort durch den Sandsackstau 1, am zweiten Standort durch einen niedrigeren Teilstau. Eine Messung der Abflüsse konnte an beiden Stellen nicht durchgeführt werden. Beide Standorte sind aber in ihrer Abflussfunktion deaktivierbar und können somit in einer Bilanz für einen zukünftigen Standort als nicht speicherrelevant angenommen werden.

Unterirdische Abflüsse sind als allgemeiner Grundwasserstrom in horizontaler Richtung nach Nordwesten in Richtung der Ackerflächen im Rheinfeld vorhanden und wiegen die Zuflüsse aus der Niederterrasse aller Wahrscheinlichkeit nach etwa auf.

Für mögliche vertikale Abflüsse (Versickerung) in tiefere Grundwasserschichten gilt das oben Gesagte der verbleibenden Unsicherheit.

Verdunstung: Als letzter Parameter verbleibt die Verdunstung, die vom Boden, von Wasseroberflächen und von der Vegetation ausgeht. Besonders die Wiesen- und Gehölzvegetation ist hier bedeutsam, wobei besonders die Gehölze (Grauweidenwald) von Bedeutung sind, da sie 10–15 % mehr Wasser verdunsten als die Wiesenvegetation.

Die Verdunstungsverluste sind temperaturbedingt saisonal sehr unterschiedlich. Eine Quantifizierung der lokalen Verdunstung war mangels entsprechender Grundlagendaten (z.B. für Penman-Monteith-Methode) nicht möglich. Die vereinfachte Hargreaves-Methode ergab überschätzte Werte. Deshalb wurden die online verfügbaren ERA5-Werte (überregionale Modellierungsdaten) verwendet (verfügbar unter: <https://cds.climate.copernicus.eu>). Die Verwendung der aktuellen Verdunstung in den Szenarien repräsentiert den IST-Zustand. Die der höheren potenziellen Verdunstung simuliert eher einen vernässten Zustand, da eine nassere Oberfläche mehr Wasser verdunstet. Ein klimabedingter Anstieg der Temperaturen resultiert ebenfalls in erhöhten Verdunstungswerten, so dass diese Szenarien diesen Trend aufnehmen.

Wesentlich für die Abschätzung der Wasserbilanz im Rastatter Bruch ist somit die Summe aus lokalem Niederschlag und lokaler Verdunstung. Hinzu kommt ggf. die zukünftige Option der Nutzung von Oberflächenabfluss aus dem weiteren Siedlungsraum.

Ebenso wurden die oberflächlichen Zu- und Abflüsse nicht bilanziert. Ausnahme sind die zukünftig optional nutzbaren Siedlungsregenabwässer, die im Hauptzulauf zum Untersuchungsgebiet über einen Zeitraum der Projektlaufzeit mit einem Messwehr im Zulaufrohr gemessen wurden (s. Kap. 5.2). Die Abflüsse über die beiden Gräben sind, wie im Projekt erprobt, einstaubar und können (und sollten) als Abflusskomponenten so weit wie möglich abgestellt werden.

Im Berechnungsjahr 2022 hatte Rastatt einen unterdurchschnittlichen Jahresniederschlag von 705 mm (Baden-Württemberg: 810 mm), es handelte sich um ein relativ trockenes Jahr. Mit 105 mm Evaporation wurde der Juli-Mittelwert mehr als verdoppelt. Im Jahr verdunsteten 587 mm, also fast doppelt so viel wie im Durchschnitt der Jahre 2000–2022. Eine Analyse des Oberflächenabflusses (KIT-Modell CATFLOW, Zehe et al. 2001) zeigte, dass es keinen Oberflächenabfluss im Gebiet gab.

Das lokale Niederschlagsregime in dem im Folgenden genutzten relativ trockenen Jahr 2022 ist Abb. 23 zu entnehmen. Der Jahresniederschlag 2022 betrug 705 mm. Deutlich ist der Einfluss einzelner Niederschlagsereignisse auf den Grundwasserspiegel zu sehen. Dieser Effekt wird im Sommer durch die hohe Evapotranspiration deutlich gemindert. Die Maximale Jahresamplitude betrug 65 cm (Messstelle 0122/211-7 Saatgutbetrieb).

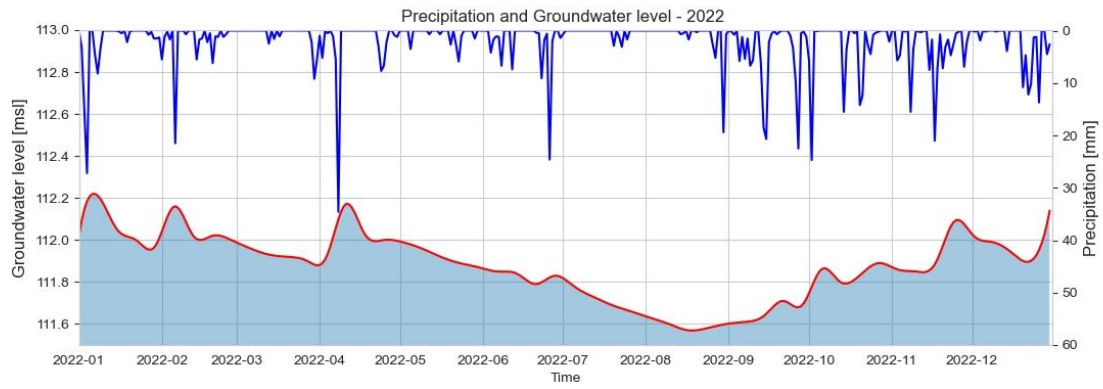


Abb. 23: Lokaler Niederschlagsgang 2022 und korrespondierendes Grundwasserniveau
(aus: Erami 2023)

5.5 Wasserbilanzszenarien

Die Wasserbilanz aus der Wasserhaushaltsgleichung wurde in vier verschiedenen Szenarien untersucht, um eine Größenordnung für die Veränderungen der verfügbaren Wassermengen und damit den Bilanzüberschuss zu erhalten, der für eine Verbesserung des Wasserhaushaltes durch Speicherauffüllung verfügbar ist.

Die vier Szenarien werden im Folgenden beschrieben.

Szenario 1:

- Mit Nutzung der Zuflüsse aus dem Siedlungsraum
- Grundwasserzustrom und -abstrom sind gleich ($GW_{in} = GW_{out}$)
- Aktuelle Evapotranspiration

Szenario 2:

- Mit Nutzung der Zuflüsse aus dem Siedlungsraum
- Grundwasserzustrom und -abstrom sind gleich ($GW_{in} = GW_{out}$)
- potenzielle Evapotranspiration

Szenario 3:

- ohne Zuflüsse aus dem Siedlungsregenwasser
- Grundwasserzustrom und -abstrom sind gleich ($GW_{in} = GW_{out}$)
- Aktuelle Evapotranspiration
- (= Wie Szenario 1 ohne Nutzung des Siedlungsregenwassers)

Szenario 4:

- ohne Zuflüsse aus dem Siedlungsregenwasser
- Grundwasserzustrom und -abstrom sind gleich ($GW_{in} = GW_{out}$)
- potenzielle Evapotranspiration
- (= Wie Szenario 3, aber mit potenzieller Evapotranspiration)

Szenario 1:

- Mit Nutzung der Zuflüsse aus dem Siedlungsraum
- Grundwasserzustrom und -abstrom sind gleich ($GW_{in} = GW_{out}$)
- Aktuelle Evapotranspiration

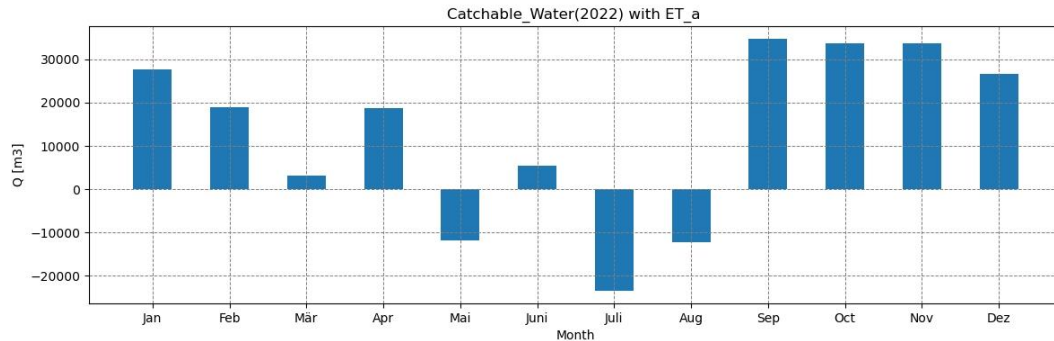


Abb. 24: Szenario 1: Monatlich verfügbares Wasser in Szenario 1 (Nutzung von Siedlungsregenwasser, keine Grundwasserverluste; aus Erami 2023)

Fazit Szenario 1: Die kritische Phase ist von Mai bis August (s. Abb. 24): -20.000 m³, Rest des Jahres 178.000 m³ Überschuss. D.h. Retention erheblicher verfügbarer Wassermengen ist wichtig! Die Auffüllung des Speichers erfolgt v.a. von September bis November (ca. 34.000 m³/ Monat). Der jährliche Überschuss beträgt 155.000 m³ und stellt damit das günstigste Szenario für die Vernässungsbemühungen dar.

Szenario 2:

- Mit Nutzung der Zuflüsse aus dem Siedlungsraum
- Grundwasserzustrom und -abstrom sind gleich ($GW_{in} = GW_{out}$)
- *potenzielle* Evapotranspiration

= Wie Szenario 1, aber mit potenzieller Evapotranspiration

Selbst wenn man die (bes. im Sommer höhere) potenzielle Evapotranspiration annimmt, ergibt sich noch ein jährlicher Wasserüberschuss von 108.000 m³, was ohne Grundwasserverluste immer noch einen Anstieg des Grundwasserniveaus um 41 cm bewirken würde.

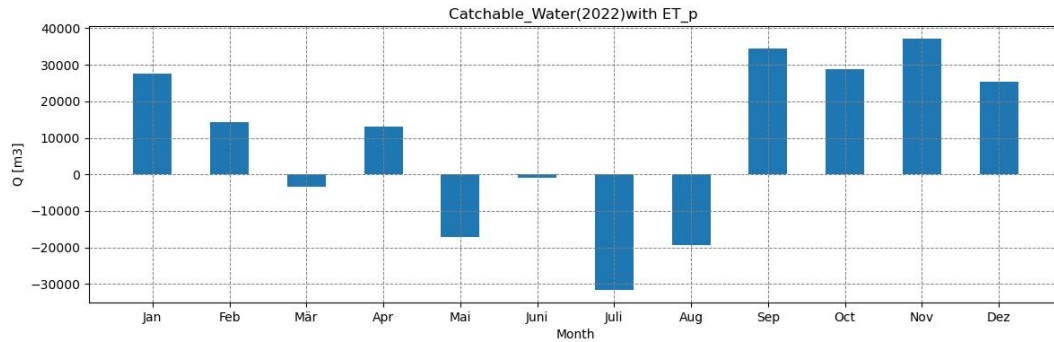


Abb. 25: Szenario 2: Monatlich verfügbares Wasser im Szenario 1 (mit Nutzung von Siedlungsregenwasser, keine Grundwasserverluste; aus Erami 2023)

Szenario 3:

Wie Szenario 1, aber ohne Zuflüsse aus dem Siedlungsregenwasser

Ein Verzicht auf die Nutzung des Siedlungsregenwassers (GW-Bilanz neutral, aktuelle Evapotranspiration) würde den jährlichen Überschuss auf 31.000 m³ reduzieren. Dieses Szenario entspricht am ehesten den aktuellen Bedingungen. Ein signifikanter Überschuss in einem trockenen Jahr ist jedoch nicht plausibel und zeigt die Unsicherheiten in den verwendeten Daten und Annahmen. Die Differenz zu Szenario 2 von über 70.000 m³ zeigt dennoch die *erhebliche Bedeutung der Nutzung des Siedlungsregenwassers* für die Stützung des Grundwassers im Naturschutzgebiet.

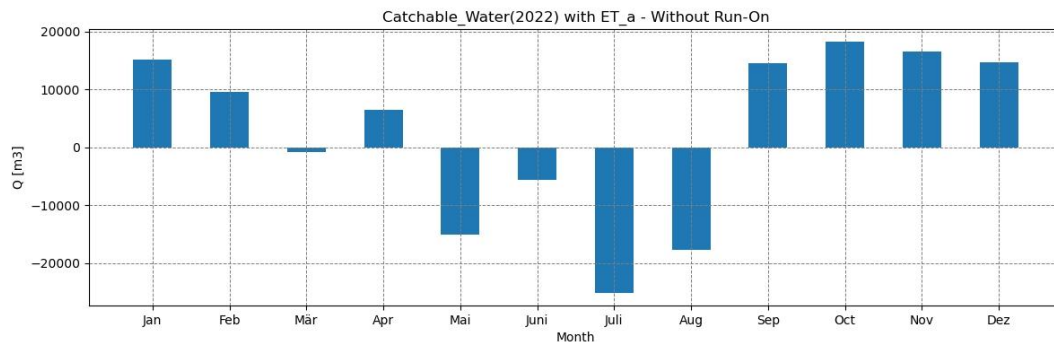


Abb. 26: Szenario 3: Monatlich verfügbares Wasser im Szenario 1 (keine Nutzung von Siedlungsregenwasser, aktuelle Evapotranspiration, keine Grundwasserverluste; aus Erami 2023)

Szenario 4:

Wie Szenario 3, aber mit potenzieller Evapotranspiration

In einem *Worst-Case-Szenario* wurde Szenario 4 mit potenzieller Evapotranspiration berechnet. Daraus ergäbe sich ein jährliches Defizit von knapp 16.000 m³, was einem Absinken des Grundwassers um 6 cm entspräche.

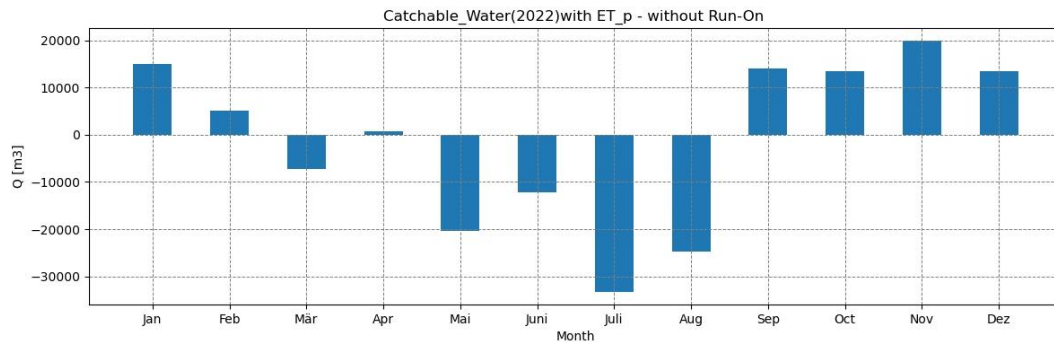


Abb. 27: Szenario 4: Monatlich verfügbares Wasser im Szenario 1 (keine Nutzung von Siedlungsregenwasser, potenzielle Evapotranspiration, keine Grundwasserverluste; aus Erami 2023)

Um zu zeigen, in welcher Größenordnung die Vernässung des Rastatter Bruches mit diesen Bilanzwerten eine Anhebung des Grundwasserspiegels bewirken könnte und v.a. welchen Unterschied die Verwendung der zusätzlichen Siedlungsregenwässer machen, wurden die ermittelten Bilanzsummen auf die Fläche von 21 ha verteilt. Bei einer angenommenen Porosität des Bodens von 50 % würden die Anstiege im Größenbereich der in Abb. 28 genannten Zentimeterwerte liegen.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass dies nur eine vereinfachte Bilanz-Modellierung ist und die Verteilung des Wassers auf die 21 ha zwischen Hochufer und der Straße ‚Im Rheinfeld‘, von der Oberwaldstraße bis zur Deponie gerechnet wurde. D.h. seitliche oder vertikale Abflüsse wurden nicht berücksichtigt, wodurch die Werte etwas überschätzt werden.

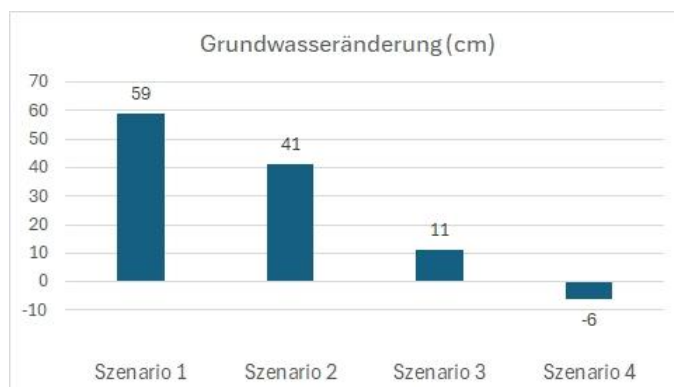


Abb. 28: Änderung des Grundwasserspiegels in den Bilanzszenarien 1–4.
In Zahlen: Szenario 1: 59 cm, Szenario 2: 41 cm, Szenario 3: 11 cm, Szenario 4: -6 cm

Die zentrale Aussage dieser Szenarien ist, dass die Nutzung des Siedlungsregenwassers einen erheblichen positiven Effekt auf den Grundwasserhaushalt v.a. des Moores und etwas weniger auch der Feuchtwiesen haben kann.

Die Szenarien 1 und 2 sind dabei von besonderer Bedeutung, da sie die vorteilhaften Effekte der Nutzung des Siedlungsregenwassers deutlich zeigen. Zu beachten ist, dass die Grundwasserkomponente nicht berücksichtigt werden kann, da die GW-Zuflüsse und Abflüsse nicht bekannt und auch nicht messbar sind. Wichtig ist, dass die jährlichen Mengengewinne erheblich sind und eine sehr deutliche Verbesserung des Grundwasserhaushaltes im Bruch bewirken könnten. Dies zeigt, dass im Rahmen der weiteren städtebaulichen Entwicklung des Merzeau-Geländes und der damit einhergehenden wasserwirtschaftlichen Planungen sowie mit der Erneuerung des Wasserrechtes zur Einleitung der städtischen Regenabwässer in den Bruchwiesengraben die Umsetzung der Regenwasserbehandlung und Nutzung im Rastatter Bruch eine hohe Priorität bekommen sollte.

6 Wasserhaushalt: Wasserqualität

Die Verwendung von Siedlungsoberflächenwasser zur Unterstützung des Moorwasserhaushaltes des Rastatter Bruches erfordert eine Sicherung der Qualität der zuzuführenden Wassermengen. Da die potenziell verwendbaren Wassermengen aus dem Siedlungsraum (Hauptsammler des Münchfeldes) und vom ehemaligen Kasernenareal Merzeau stammen, sind für Siedlungen und für militärische Liegenschaften spezifische Schadstoffe zu erwarten. Als Grundlage für die Abschätzung dieser möglichen Belastungen wurden im Rahmen dieser Studie zwei studentische Arbeiten zum Thema Schadstoffe im Rastatter Bruch durchgeführt. Frau *Servane Gaudefroy* von der Universität Tours (2024) untersuchte im Rahmen eines Semesterpraktikums die Nähr- und Schadstoffe im Zulauf Kehler Straße sowie Schadstoffe aus den Grabensedimenten im sogenannten ‚Deponiegraben‘ und dem Graben am Fuß des Hochufers an der Kehler Straße (Gaudefroy 2024). Darauf aufbauend wurde in der Bachelorarbeit von *Viola Bachmann* vom KIT-IfGG (2025) ein Netz von Bodenpunkten auf dem Moor des Rastatter Bruches untersucht, um die flächenhafte Ausbreitung der Schadstoffe abschätzen zu können (Bachmann 2025).

Während sich diese Arbeiten mit dem jüngeren „Bodenarchiv“ beschäftigen, wurden in der erstgenannten Arbeit zusätzlich noch Wasseranalysen des zulaufenden Siedlungsregenwassers gemacht (s. unten). Beide Arbeiten lieferten zudem Literaturlauswertungen zu potenziell relevanten Schadstoffen und Möglichkeiten der Abwasserbehandlung im Zulauf. Die Arbeiten sind im elektronischen Anhang beigefügt.

6.1 Schadstoffuntersuchungen

Für die Abschätzung der Bedeutung von Schadstoffen bei der Nutzung von Siedlungsregenabwasser stellte sich die Frage nach zeitlichen und räumlichen Aspekten der Schadstoffherkunft und -verteilung. Dabei ist die Untersuchung von Wasserproben des zulaufenden Siedlungswassers nicht ausreichend, da sie nur einzelne Zeitpunkte liefert und eine kontinuierliche Messung von Schadstoffen aufgrund der großen Zahl möglicher Substanzen und der Kosten der Analytik im Rahmen dieser Studie nicht machbar war. Als weiteres Problem kommt hinzu, dass der aktuelle Zustrom von Schadstoffen nicht zwingend dem zukünftigen nach Umsetzung der Siedlungsentwicklung im Merzeau-Areal und ggf. weiteren Entwicklungen entsprechen muss. Im Rahmen der hier möglichen Untersuchungen wurden demnach einige einfache Parameter der Wasserqualität im Zulaufwasser erhoben, um v.a. einen Eindruck von der Nährstoffbelastung zu bekommen. Als weitere Maßnahme wurden auf Empfehlung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft Untersuchungen des Grabensedimentes im Deponiegraben/ Bruchwiesengraben durchgeführt, der seit mehreren Jahrzehnten die Gesamtmenge der Siedlungsregenzuleitungen am Gebiet vorbeileitet. Diese Wassermengen stünden im günstigsten Fall für die Abwasserbehandlung und Verwendung als Vernässungswasser für das Schutzgebiet zur Verfügung. Diese Untersuchungen können nur die vergangenen Schadstoffzuleitungen aufzeigen und sind damit ein Archiv der Schadstoffbelastungen, die in den Sedimenten im Graben und auch im angrenzenden Moor vorhanden sind.

6.2 Bodenschadstoffproben: Methodik und Ergebnisse

Für beide genannten Arbeiten wurden die Proben in organischen Sedimenten (Gräben) und im Mooroberboden in gleicher Weise genommen. Dazu wurden die oberen 5 cm entfernt und aus dem darunter liegenden Material mit einem PP-Stechzylinder 0,5–1 l Volumen entnommen. Die Proben von Servane Gaudefroy waren allesamt Grabenproben, die auf Anraten des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft (Dr. Stephan Fuchs) als „Sedimentgedächtnis“ der Grabenabflüsse genommen wurden, da eine Beurteilung der Schadstofflast der kontinuierlichen Abflüsse sehr aufwändig und vor allem teuer ist.



Abb. 29: Probenentnahme mit dem Stechzylinder (A), entfernen der 5 cm-Schicht, eingesenkter Stechzylinder und Entnahme der Probe aus dem Zylinder (Quelle: Gaudefroy 2024)

Die Sedimente wurden im Trockenschrank für 48 h bei 75 °C getrocknet, auf 2 mm gesiebt und in 30 mg-Portionen zum Technologiezentrum Wasser Karlsruhe (TZW) zur Analyse gebracht. Als repräsentative Parameter für die Belastung wurde von Prof. Dr.-Ing. Fuchs die PAK-16-Substanzen vorgeschlagen, welche wichtige partikulär gebundene Schadstoffe in vergleichbaren Fällen darstellen. Aufgrund der hohen Kosten von 500 € pro Probe konnten nur fünf Proben genommen werden, die allesamt im Verlauf des Hauptgrabensystems vom Graben an der Kehler Straße (nahe Oberwaldstraße) bis zum nordöstlichen Rand der Deponie entlang des Deponiegrabens genommen wurden (s. Abb. 30). Eine Kostenübernahme erfolgte dann projektextern vom Regierungspräsidium Karlsruhe Ref. 56.

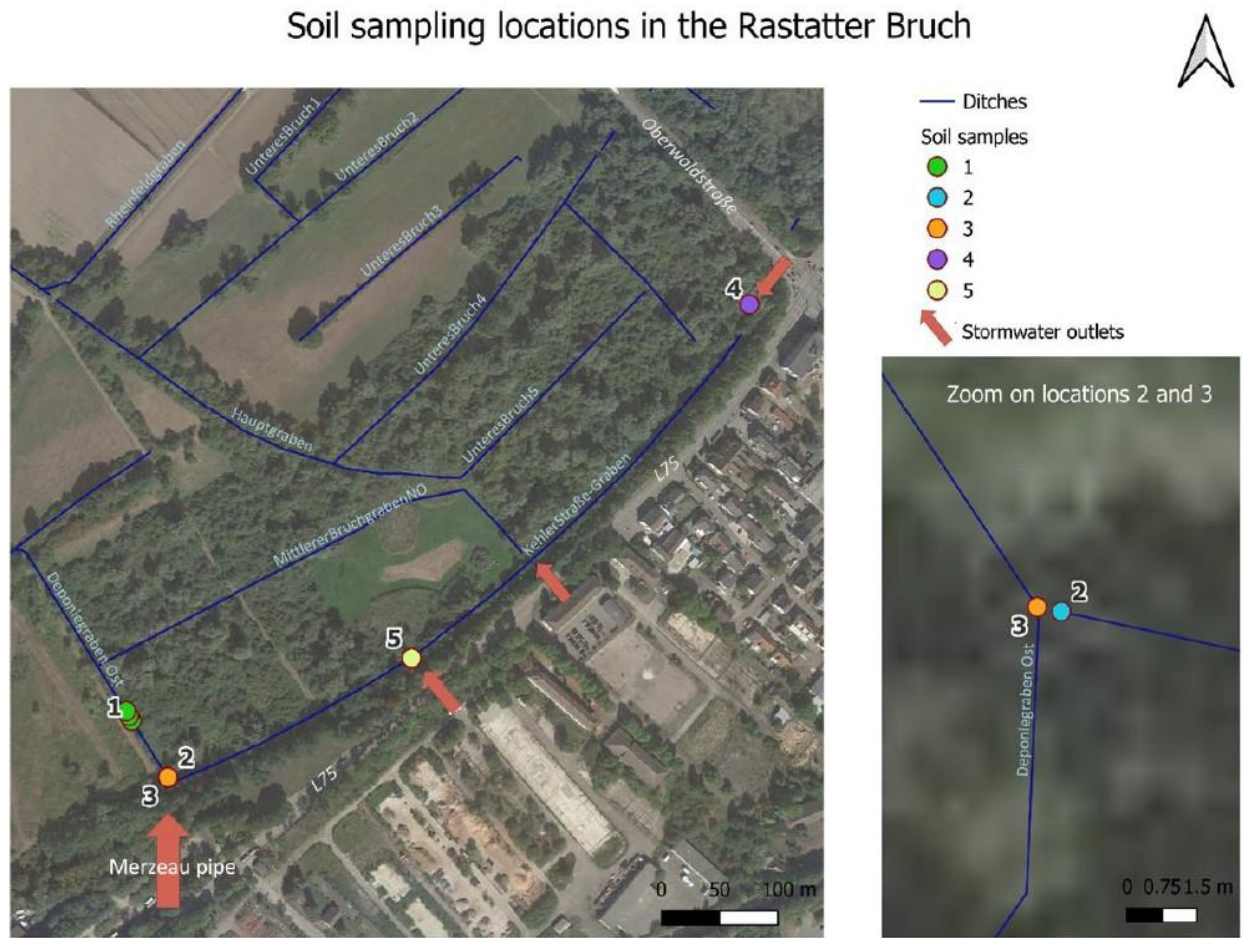


Figure 7: Soil samples locations in the Rastatter Bruch (S. Gaudefroy, 2024)

NB: The size of the arrows is not proportional to the amount of water supplied.

Abb. 30: Lage der fünf Probestandorte im Rastatter Bruch. Probe 1 ist eine Mischprobe aus fünf Einzelproben im gleichen Grabenabschnitt

Im Ergebnis der PAK-16 Untersuchungen wurden deutliche Überschreitungen der Grenzwerte festgestellt. Die Kontaminationen sind nach Aussage von Herrn Fuchs als ungewöhnlich hoch zu bewerten. Ergebnisse sind der nachfolgenden Tabelle zu entnehmen.

Tab. 7: Ergebnisse der Schadstoffuntersuchungen aus dem TZW-Labor (2024).

Fett gedruckt sind Werte, die die Vorsorgewerte überschreiten, rot fett gedruckt sind Werte, die die Hintergrundwerte überschreiten

		QL*	Sample 1	Sample 2	Sample 3	Sample 4	Sample 5
Metals (mg/kg)	Aluminium	20	19,000	7,700	7,400	14,000	13,000
	Arsenic	1	7.4	4.7	3.9	5.5	6.4
	Cadmium	0.1	1.9	1	0.3	1.4	0.5
	Calcium	500	8,200	5,400	9,900	15,000	5,000
	Chromium	1	69	25	20	57	55
	Copper	10	600	150	69	240	150
	Iron	10	16,000	8,800	11,000	15,000	14,000
	Lead	1	220	77	29	170	50
	Magnesium	500	3,500	2,200	2,700	2,900	2,800
	Manganese	5	190	84	130	200	220
	Nickel	1	35	19	14	30	25
	Thallium	1	< QL	< QL	< QL	< QL	< QL
	Zinc	10	1,600	810	420	1,100	900
	TOTAL		49,423.3	25,270.7	31,686.2	48,703.9	36,206.9
PAHs (µg/kg)	Acenaphthene	20	26	< QL	< QL	20	< QL
	Acenaphthylene	20	230	30	< QL	93	92
	Anthracene	20	300	61	33	180	120
	Benzo(a)anthracene	20	950	410	120	880	650
	Benzo(a)pyrene	20	1,400	430	100	1,000	760
	Benzo(b)fluoranthene	20	1,700	490	150	1,300	990
	Benzo(ghi)perylene	20	2,100	480	160	1,300	1,200
	Benzo(k)fluoranthene	20	770	220	63	620	430
	Chrysene	20	1,700	650	200	1,500	1,100
	Dibenz(ah)anthracene	20	370	90	28	270	190
	Fluoranthene	20	1,600	690	430	1,400	1,200
	Fluorene	20	54	20	< QL	54	27
	Indeno(1,2,3-cd)pyrene	20	1,400	330	120	1,000	730
	Naphthalene	20	46	< QL	< QL	< QL	< QL
	Phenanthrene	20	790	270	250	1,100	440
	Pyrene	20	1,300	570	250	1,100	990
	TOTAL		14,736	4,741	1,904	11,817	8,919

Die Ergebnisse der Stoffkonzentrationen von Schwermetallen, Erdalkalimetallen und PAK in den Sedimenten sind insgesamt sehr hoch aber unterscheiden sich zwischen den Standorten. Proben 2 und 3 sind erkennbar niedriger kontaminiert, weil die Standorte direkt hinter dem Einleitungsrohr zeitweise stark angeströmt sind und sich somit kaum organische Sedimente dort anlagern. Die Substrate sind dort sehr sandig und demnach weniger aufnahmefähig für partikulär gebundene Schadstoffe. Dagegen sind die ca 2 dm mächtigen Humus-reichen Sedimente (akkumuliertes Laub- und Zweigmaterial) der Standorte 1, 4 und 5 effektive „Sedimentationsfallen“ für partikuläre Schadstoffe. Huminsäuren binden zudem Schwermetall effektiv. Hier finden sich dementsprechend stark erhöhte Gehalte.

Auffallend ist im Bruchwiesengraben, dass die Werte sich in Richtung Riedkanal deutlich reduzieren. Das weist auf eine „natürliche“ Retentionsfunktion des Grabens für Schadstoffe hin. Gerade im Abschnitt nördlich entlang der Deponie bietet eine dichte Sumpfseggenvegetation an der Grabensohle und den Bermen eine hohe Rauigkeit und damit gute Ablagerungs- und Filtrierungsbedingungen. Deutlich ist auch im Hauptgraben eine Abnahme im Verlauf des Grabens festzustellen.

Die Gehalte für Cadmium, Kupfer, Blei und Zink sind bei den Schwermetallen deutlich über den Hintergrundwerten. Bei Kupfer und Zink sind die Überschreitungen besonders hoch im Vergleich mit üblichen Hintergrundwerten aus der Literatur.

Insgesamt kann der untersuchte Bereich als kontaminiert durch Schwermetalle und PAK bezeichnet werden und Maßnahmen sind angezeigt.

6.2.1 Verteilung der Schadstoffbelastungen

Die räumliche Verteilung der Schadstoffe über das Moor wurde in den Untersuchungen von Viola Bachmann durch ein Probennetz aus Graben- und Oberbodenproben untersucht (Bachmann 2025). Diese wurden in einem GIS möglichst gleichmäßig über das Grabensystem und die Moorgräben verteilt und dann im Gelände möglichst exakt lokalisiert und beprobt. Da eine flächendeckende Analyse aller relevanten Schadstoffe – insbesondere organischer Schadstoffe, deren Analytik deutlich teurer ist als die anorganischer Parameter – an den vielen, räumlich verteilten Probenpunkten nicht finanzierbar gewesen wäre, wurde der Schwerpunkt auf Zink gelegt, welches ein guter Proxy für die Verteilung partikulär gebundener Schadstoffe ist, da sich das Verteilungsverhalten der an Partikel gebundenen Schadstoffe ähnelt. Deshalb kann es für eine annähernde quantitative Abschätzung weiterer Schadstoffgehalte in der Fläche verwendet werden.

Die vorbereiteten, bei 105 °C getrockneten und auf 2 mm gesiebten Proben wurden im Labor der Bodenkunde des Institutes für Geographie und Geoökologie mit einer Scheibenschwingmühle gemahlen. Die so vorbereiteten Proben wurden im Labor der Angewandten Geowissenschaften in EPX-Cups abgewogen und mit Energie-dispersiver Röntgenspektroskopie (EDX) analysiert. Da die EDX-Analytik mehrere Elemente gleichzeitig in einem Messdurchgang erfasst, wurden neben Zink ohne nennenswerten Mehraufwand weitere Elemente (Arsen, Barium, Chrom, Kupfer, Gallium, Molybdän, Niob, Nickel, Blei, Rubidium, Schwefel, Strontium, Vanadium, Yttrium und Zirkonium) mitgemessen. In der vorliegenden Arbeit wurden davon jedoch nur ausgewählte Schwermetalle (Arsen, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink) ausgewertet, wobei wie oben beschrieben der Fokus auf Zink liegt.

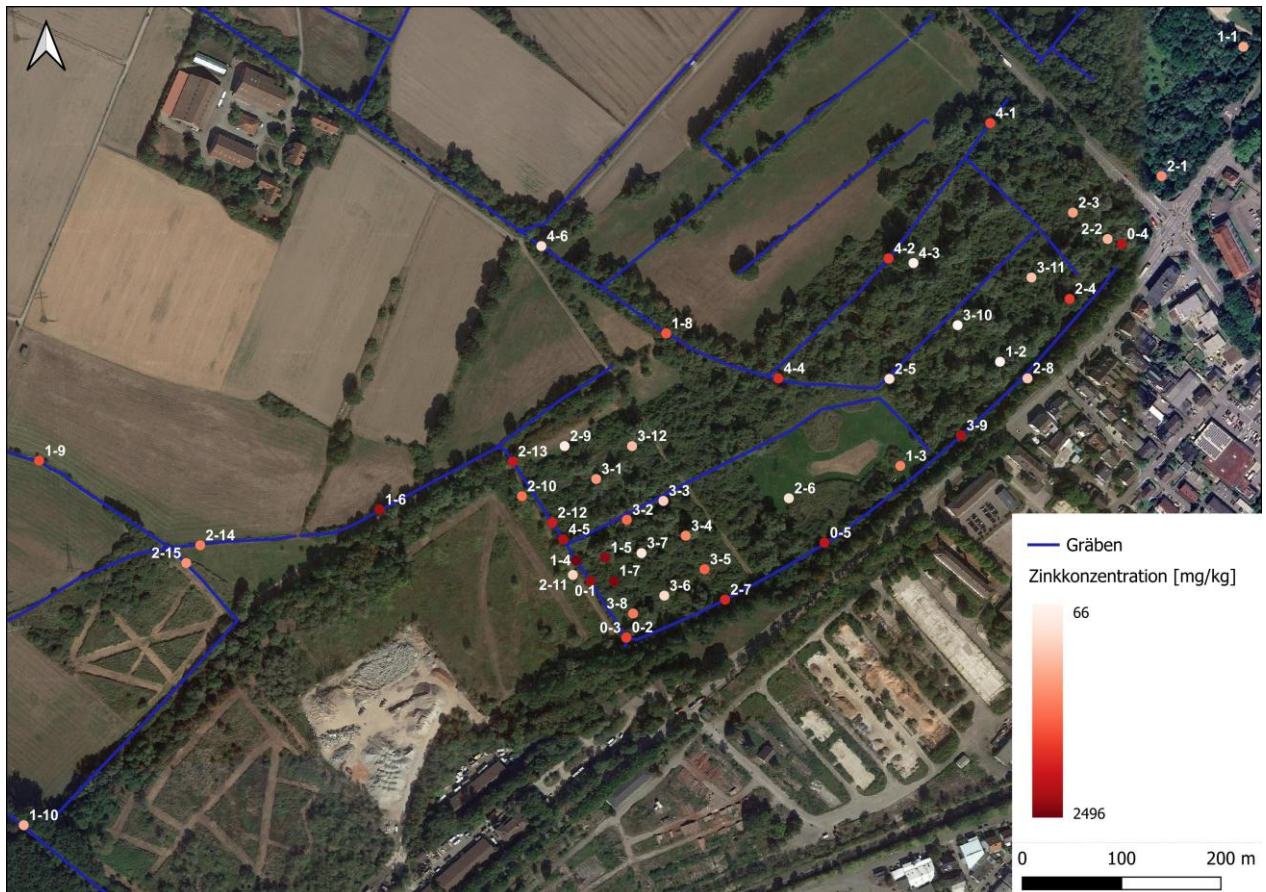


Abb. 31: Verteilung der Zink-Gehalte in Boden- und Grabensedimenten im Rastatter Bruch.
(Details der Messwerte s. Anhang 9.2:)

Sehr deutlich wird auch bei den Zinkgehalten, dass die bei den vorhergehenden PAK-16-Untersuchungen gefundene Verteilungsmuster sehr ähnlich sind. So tritt z.B. die maximal gemessene Konzentration im und rechtsufrig neben dem mittleren Deponiegraben deutlich hervor. Aber auch im Kehler Straße-Graben am Hochufer finden sich höhere Konzentrationen. In der Moorfläche selbst werden die Konzentrationen deutlich niedriger, insbesondere abseits der Gräben. Dies entspricht der Verteilung partikelgebundener Schadstoffe, die in strömenden Gräben mit dem Wasser stärker verteilt werden als über seltener und kaum strömend überstaute Moorflächen. Unterschiede ergeben sich zum Beispiel bei der Belastung mit Nickel im Unteren Bruchwiesengraben, wo die Werte wieder ansteigen (s. Abb. 81). Derart unterschiedliche Werte und Gehalte in den Proben im Verlauf eines Grabens können so aber auch durch lokale Umlagerung von Bodensedimenten verursacht sein und die Eintragsmechanismen überlagern. Hier ist auch eine andere Quelle (z.B. Deponie oder Landwirtschaft) denkbar. Einige Substanzen zeigen ansteigende Tendenz im Winkel Oberwaldstraße/Kehler Straße und lassen damit eine Quelle im Zulauf aus dem Stauraumkanal vermuten (Blei, Kupfer, evtl. Chrom). Weitere Verteilungskarten ebenfalls partikulär gebundener (Schwer-)Metalle finden sich in Anhang 9.3:.

6.2.2 Mögliche Schadstoffquellen

Die hohen Werte in Probe 1 weisen darauf hin, dass die Quelle der Schadstoffe oberhalb des Zulaufrohres liegt, also entweder im Merzeau-Gelände oder dem dahinter liegenden Münchfeld. Die geringen Werte der Zulauf-nahen Proben 2 und 3 sprechen nicht dagegen, da diese niedrigen Werte durch das Substrat bedingt sind: durch die hohe Strömungsdynamik bei starken Abflüssen wird hier kein Feinsediment abgelagert und es findet sich hier aktuell ein stark sandiges Substrat, welches kaum Schadstoffe akkumulieren kann.

Eine Ursache in der angrenzenden Deponie, die diese Schadstoffe direkt in den Deponiegraben abgegeben haben könnte, ist nicht wahrscheinlich, da von dort ein direkter Wasserzustrom fehlt, der partikelgebundene Substanzen effektiv transportieren könnte. Zudem wurden in den unten beschriebenen Untersuchungen von V. Bachmann Zn-Proben am Hangfuß der Deponie direkt über dem Weg genommen, die keine Belastung mit Zink zeigten und demnach wahrscheinlich auch keine anderen partikulär gebundenen Schadstoffe in größerer Konzentration aufweisen.

Auffallend hoch sind die PAK und Metallwerte der Standorte im Kehler Straße-Graben. Der näher an der Oberwald-Straße gelegene Wert 4 ist etwas niedriger als Probe 5. Das könnte darauf hinweisen, dass die Quelle nicht das zulaufende Wasser aus dem Kanal von Nordosten jenseits der Oberwaldstraße (Starkregenabschlag des Stauraumkanals) ist. Dies ist aber nicht sicher feststellbar, da hier auch die (seltene) Anströmung das Verteilungsmuster beeinflussen könnte. Eine Beprobung auf Schadstoffe (PAK-16 und weitere) in den Sedimenten des Stauraumkanals könnte hier Hinweise auf den Eintragspfad ergeben.

Alternativ kommt als Quelle der direkte Abfluss der Straßenniederschläge von der Kehler Straße in Betracht, der über offene Rampen in den Graben geführt wird.

Grundsätzlich sind für das stark erhöhte Kupfer und Zink Siedlungen mögliche Quellen, da die Metalle in Bedachungsmaterialien, Gebäuden, Verrohrungen und Motorenteilen Verwendung finden. Auch die erhöhten Chrom- und Nickelwerte könnten damit begründet werden. Für die PAK ist eine natürliche Quelle nahezu ausgeschlossen, auch hier ist der Siedlungsraum bzw. das ehemalige Militärareal als Quelle anzunehmen. Arsen, Cadmium, Blei und Quecksilber gehören zu den sehr toxischen Metallen, von denen Cadmium und Blei erhöhte Werte aufweisen. Quecksilber wurde nicht untersucht und sollte ggf. zukünftig mit untersucht werden. Die erhöhten Werte der genannten Substanzen machen im Falle einer Nutzung des Wassers für eine Moorvernässung eine Vorbehandlung des Wassers unbedingt erforderlich.

Letztlich kann eine Aussage über die Quelle der festgestellten Schadstoffbelastungen aus den hier gemachten Boden- und Sedimentuntersuchungen nicht getroffen werden. Dafür sind weitere Untersuchungen in den Zulaufgebieten Merzeau, Münchfeld, Stauraumkanal am Stadtpark und evtl. den kurzen Zuläufen der Entwässerung der Kehler Straße erforderlich.

Auch über die Dauer der Kontamination kann letztlich keine genaue Aussage getroffen werden. Klar ist jedoch, dass die Sedimente sich in den letzten drei bis vier Jahrzehnten aufgrund der günstigen Sedimentationsbedingungen (ohne Grabenräumungen) angesammelt haben. Eine genaue Aussage zu den aktuellen und zukünftigen Belastungen des zulaufenden Wassers ist aus den Daten nicht möglich. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass gerade die großen Abflüsse starker Niederschlagsereignisse durch die starke Verdünnung nur begrenzte Neukontamination durch besagte Schadstoffe verursachen könnten, wenn die Quellen heute noch emittieren.

6.3 Wasserproben: Methodik und Ergebnisse

Im Rahmen ihres Praktikums widmete sich Servane Gaudefroy der Entnahme und Analyse von Wasserproben, mit denen die aktuellen Nährstoffgehalte der zentralen Einleitung aus dem Siedlungsgebiet dokumentiert wurden. Nährstoffe sind für die Bewertung der Eignung des Wassers für die Vernässung ebenfalls von wesentlicher Bedeutung. Auch wenn ein Niedermoor ein relativ nährstoffreiches System darstellt, findet die zusätzliche Einbringung v.a. gelöster Nährstoffe heute aus Abwässern von Siedlungen oder z.B. landwirtschaftlichen Flächen auf einem deutlich höheren Konzentrationsniveau statt. So wurden im Moor selbst nur sehr geringe Nährstoffkonzentration des Bodenlösung gemessen: eigene Untersuchungen von Graben- und Messbrunnenwasser an verschiedenen Stellen ergaben sehr niedrige Werte für Nitrat und Phosphat, die unter der Nachweisgrenze des verwendeten einfachen Photometers (Hanna Instruments 83399) von 0,1 mg/l für Nitrat und 0,01 mg für Phosphat, während in den gleichen Proben Ammonium von 0,13 bis 0,64 mg/l nachgewiesen wurde. Die im Zulauf gemessenen Werte von Gaudefroy liegen deutlich höher (s. Tab. 8 und 113Anhang 9.1.) und sind geeignet durch Eutrophierung das Niedermoor zu schädigen. Als wasserlösliche Substanzen haben diese Stoffe eine hohe Mobilität und würden auch die zentralen Bereiche des Moores eher erreichen als die oben genannten partikulär gebundenen Stoffe. Im Gegensatz zu den Bodenproben kann durch Wasserproben nur eine Aussage über einen Zeitpunkt getroffen werden. Sie sind über die Zeit und in Abhängigkeit von Niederschlag und Abfluss sehr variabel.

Untersucht wurde deshalb zu verschiedenen Zeitpunkten das Wasser aus dem Zulauf des sogenannten „Merzeau-Rohres“ am Fuß des Hochufers an der Kehler Straße im Winkel mit der Deponie. Da eine kontinuierliche Messung leider technisch nicht möglich war, wurde dennoch dieses Vorgehen umgesetzt, um wenigstens einen Eindruck über die Größenordnungen der Nährstoffgehalte im Zulaufwasser über einen längeren Zeitraum zu bekommen. In zwei Messphasen wurde im Frühjahr 2024 zuerst drei bis viermal wöchentlich gemessen, dann im Juni/Juli in wöchentlichem Abstand. Ein ereignisbezogenes Probennahmeregime wurde erwogen, in dem zu verschiedenen Phasen eines Starkregenereignisses sowie in verschiedenen Phasen trockener Zeit Proben genommen werden. Dies konnte im Rahmen des Projekts jedoch nicht mehr umgesetzt werden. Die Proben wurden immer nachmittags genommen, beginnend Mitte Februar.

Die Proben wurden im Labor des Aueninstitutes mit einem 0,45 µm Spritzenfilter gefiltert und mit einem Hanna Instruments HI 83399-Photometer gemessen. Parameter waren

Nitrat (NO_3), Ammonium (NH_4), Nitrit (NO_2), Phosphat (PO_4), Chlorid (Cl), sowie pH-Wert und Leitfähigkeit.

Eine Zusammenfassung der Messwerte gibt die folgende Tabelle. Die einzelnen Messwerte finden sich in Anhang 10:.

Tab. 8: Ergebnisse der Wasseranalysen im Zulauf aus dem Siedlungsgebiet (Zusammenfassung)
(Quelle: Gaudefroy 2024), Einzelergebnisse im Anhang

	Unit	Maximum	Minimum	Average	Median	Standard deviation	Threshold values for drinking water	Threshold values discharge into freshwater ecosystems
NO ₃ -		11.4	0.7	5.36	6.57	3.19	50	50
PO ₄₃ -		4.32	0.03	1.77	1.56	1.32	ca. 0.1	0.03-0.06
Cl-	(mg/L)	95	2.3	38.5	27.4	29.22	250	200
NO ₂		90	24	40.83	35	15.30	0.5-3.28	0.03-0.06
NH ₄ ⁺		37.8	0.27	9.28	6.5	9.46	0.5	0.2-2
EC*	µS/cm	1145	57.2	454.28	367	352.96	2500	1000
pH	none	8.35	6.51	7.55	7.54	0.45	from 6.5 to 9.5	from 6.5 to 8.5
Rainfall	mm	79.7	0	3.62	0.36	8.55	Total rainfall = 579.15 mm, i.e. 64% des of average annual precipitations	

*EC = Electrical conductivity

Die Messwerte zeigen besonders bei Phosphat, Nitrit und Ammonium auch im Durchschnitt erhebliche Überschreitungen der Grenzwerte für Trinkwasser, auch die Leitfähigkeit als wichtiger Summenparameter liegt zumindest zeitweise über dem Grenzwert. Diese Daten deuten darauf hin, dass das hier aus dem Oberflächenabfluss einer Trennwasserkanalisation ankommende Wasser auch Anteile von Abwasser enthält. Es liegen also sehr wahrscheinlich unzulässige Fehleinleitungen vor. Hier ist von größter Bedeutung, dass diese Fehleinleitungen schnellstmöglich geortet, die Einleitungen abgestellt werden und die Funktion der Trennkanalisation wieder hergestellt wird.

Vergleichend sollen an dieser Stelle einige Messungen von Nitrat und Orthophosphat-Messungen aus anderen Bereichen des Moores gegeben werden, die im Verlauf des Projektes an verschiedenen Stellen in Gräben und Grundwasserbrunnen entnommen wurden.

Tab. 9: Punktueller Nitrat- und Orthophosphatmessungen:

Probestelle	Probedatum	Nitrat	Ammonium	Phosphat	Gesamthärte	Messdatum	Bearbeiter	Bemerkung
GW06	2025-03-18	16.90	0*	0.07	95.00	2025-03-27	L.Pfaff	* 2x gemessen
Stau1	2025-03-18	1.10	0.97	0.00	41.00	2025-03-27	L.Pfaff	
GW05	2025-03-18	0.00	1.11	0.55	0*	2025-03-27	L.Pfaff	* 2x gemessen
GW04	2025-03-18	0.00	0.88	0.12	-	2025-04-15	L.Pfaff	
GW08	2025-03-18	2.80	1.76	0.04	-	2025-04-15	L.Pfaff	
GW10	2025-03-18	0.20	0.01	0.00	-	2025-04-15	L.Pfaff	
GW11	2025-03-18	0.10	0.05	0.00	-	2025-04-15	L.Pfaff	

Die Werte sind meist sehr niedrig mit einigen deutlichen Ausreißern. Gerade der Nitratwert in GW06 (unten am Hochufer Kehler Straße) ist sehr hoch und deutet auf Zuflüsse von der Niederterrasse hin. Auch der Wert von GW08 im Abstrom der Deponie ist verdächtig hoch und deutet auf einen möglichen Eintrag aus der Deponie hin, möglicherweise eine Undichtigkeit in der Deponiesohle. Hier sollte ein regelmäßiges Monitoring des vom Abfallwirtschaftsbetrieb unterhaltenen Brunnens erfolgen und zusätzlich eine Beprobung entlang der Deponie. Weitere Beispiel-Messungen von Wasserproben (pH-Werte) finden sich in Anhang 10: Die Messwerte liegen wie für Niedermoor zu erwarten zwischen 6,6 und 7,5, ein ‚Ausreißer‘ in einem Grundwasserrohr im Zentrum des Moores mit 8,1 zeigt vermutlich den Einfluss carbonatreichen Grundwassers.

6.4 Schadstoffe in urbanem Abwasser

Wie oben beschrieben ist die kontinuierliche Beprobung des zufließenden Siedlungsoberflächenabflusses auf Schadstoffe nicht praktikabel, allein aufgrund der Vielzahl an möglichen Substanzen und dem damit vorhandenen Untersuchungsaufwand. Deshalb wurden potenziell in urbanen Abwässern zu erwartende Schadstoffe durch Literaturrecherche ermittelt, wobei naturgemäß nicht alle potenziell möglichen damit abgedeckt werden können. Da es sich bei dem Zufluss aus dem Siedlungsraum um eine Trennkanalisation handelt (oder aufgrund der genannten Fehlanlüsse: handeln sollte), wurden hier Pharmazeutika ausgeschlossen, auch wenn diese im Prinzip ein erhebliches Risiko für Ökosysteme darstellen.

Genannt werden hier ökotoxikologische Schwellenwerte, wobei neben den Grenzwerten der bindenden Rechtsnormen (z.B. Oberflächengewässerverordnung) v.a. die sogenannten PNEC-Werte („predicted no-effect concentration“) Verwendung finden. Die Einhaltung dieser Werte ist für die angenommene Unbedenklichkeit bei der Nutzung von Siedlungsabwässern zu Vernässung eine fundierte fachliche Grundlage. Weitere Informationen zu den Schwellen- und Grenzwerten finden sich in der Arbeit von V. Bachmann (Bachmann 2025).

Relevant sind im Rastatter Bruch die *Schwermetalle*, welche durch verschiedenste Quellen in urbane Oberflächenabflüsse gelangen und teilweise schon in geringen Konzentrationen hoch toxisch sind (Hillenbrand et al., 2005). Die Hauptquellen für die verschiedenen Schwermetalle im Siedlungsraum sind Tab. 10 zu entnehmen.

Eine weitere Stoffgruppe, die eher an organische Partikel gebunden vorkommt, sind die *polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe* (PAKs). Von diesen wurden im Rastatter Bruch die sogenannten PAK-16 untersucht, die eine Zusammenstellung der umweltbedeutendsten PAKs („priority pollutants“) der amerikanischen Umweltbehörde EPA aus dem Jahr 1976 sind. Sie sind toxisch, persistent und bioakkumulativ und reichern sich im Boden an, wie vorliegende Studien zeigen. Quellen sind Verbrennungsprozesse von organischen Materialien (fossile Energieträger) und werden über die Abgase eingetragen. Auch Mineralölverarbeitung, Kohlechemie und Metallverarbeitung werden als mögliche Quellen genannt. Sie sind an Bodenoberflächen nachweisbar und werden vom Regen konzentriert abgespült. Wichtige punktuelle Quellen sind Altlasten (Aschen, Altöl, Teer und vergleichbare Produkte). PAKs finden sich zudem häufig in Weichkunststoffprodukten aller Art (Weichmacher) und Kunstleder. Diese Quellen lassen für den vorliegenden Raum eine Verortung der Ursachen sowohl im Wohngebiet Münchfeld (z.B. Teerdächer, Bodenabspülung), aus den ehemaligen Militärliegenschaften (z.B. Altöl/Werkstätten, Teerdächer, Bodenabspülung, Altlastenablagerungen?) als auch von den Straßenabwässern (Bodenabspülung, Ölrückstände) zu. Für Mineralölkohlenwasserstoffe werden besonders ehemalige Militärliegenschaften als Quellen genannt (Blumenstein 2000).

In urbanen Oberflächen-Abwässern spielen auch *Pestizide* und *Biozide* eine große Rolle. Sie sind oft wasserlöslich, werden mit dem Regen abgespült und belasten die Oberflächengewässer und damit auch davon gespeiste Feuchtegebiete. Als Beispiel für eine relevantes Biozid sei hier Pentachlorphenol genannt, welches in Holzschutzmitteln enthalten ist (Eriksson et al. 2007).

Ebenfalls aus dem Siedlungsraum können Biozide eingetragen werden, die an *Häuserfassaden* als Schutz gegen Algenbewuchs eingesetzt werden. Dabei werden oft

Kombinationen aus bis zu fünf Bioziden gleichzeitig verwendet, um Biozide mit unterschiedlichen Wasserlöslichkeiten und Wirkungsspektren zu kombinieren (Burkhardt et al. 2009). Auch die Abbauprodukte dieser Wirkstoffe sind z.T. toxisch (z.B. Cybutryn). *Fungizide* sind eine weitere Gruppe von Stoffen, die in Fassadenanstrichen verwendet werden. Auch Herbizide werden z.B. in Dachpappen als Durchwurzelungsschutz eingesetzt.

Polychlorierte Biphenyle sind eine weitere Gruppe von Schadstoffen in Gebäuden. Diese sind seit 1989 in Deutschland verboten, aber sie sind in Bestandgebäuden als ehemals in Bau-, Elektro- und Kunststoffindustrie verwendete Substanzen in z.B. Fugendichtungsmassen und Weichmachern noch heute vielfach nachweisbar.

Bekanntgeworden sind auch lokal die *per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen* (PFAS), die sogenannten ‚Ewigkeitschemikalien‘, die ubiquitär, persistent, bio- und sedimentakkumulierend und toxisch sind. Das bereits fortgeschrittene Eindringen der Rastatter PFAS-Fahne in das Rastatter Bruch ist online im LUBW-Kartendienst einsehbar und wird im Anhang (S. 124) für das Untersuchungsgebiet im oberen Grundwasserleiter nachrichtlich dargestellt.

Weiterhin können Schadwirkungen von Nährstoffen ausgehen, die in begrenzten Konzentrationen als natürliche Substanzen ubiquitär und bedeutend für das Ökosystem sind. Problematisch werden sie, wenn sie in hoher Konzentration eingeleitet werden (Eutrophierung mit Sauerstoffzehrung, verstärkte Mineralisation, direkte Toxizität etc.). Als Beispiel für *Nährstoffe* sei hier Nitrat genannte, welches neben Ammonium und Phosphat auch in Siedlungsabwässern vorkommt und als einziger Nährstoff in der Oberflächengewässerverordnung genannt ist.

Als weitere Schadstoffe kommen *Salze* in Betracht, hier vor allem Chlorid, welches auch im Rastatter Bruch z.B. im Straßenabfluss der Kehler Straße nachgewiesen wurde, jedoch im zeitlichen Verlauf einen etwas untypisches Verhalten zeigte, was auf weitere Verschmutzungsquellen hinweist (Gaudefroy 2024, S.22).

Mikrobielle Schadstoffe sind vor allem in häuslichem Abwasser enthalten, aber in Ahmed et al. (2019) wurde gezeigt, dass es auch viele Nachweise in Oberflächenabflüssen gibt.

Mikroplastikpartikel sind als Schadstoffe ebenfalls relevant. Sie gelangen vor allem durch Reifen- und Straßenabrieb in den Oberflächenabfluss (Werbowski et al. 2021) und sind damit auch im Rastatter Bruch von der Kehler Straße oder aus dem Siedlungsraum möglich.

Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht wichtiger Schadstoffe und ihrer Quellen.

Tab. 10: Schadstoffe urbaner Oberflächenwässer und ihre Quellen (aus: Gaudefroy 2024)

	Roofing material	Construction material	Plumbing material	Traffic /atmospheric emissions, spills	Vehicle material	Pavement and road-structure material	Households	Sewage, animal waste
Al								
As								
Cd								
Cr								
Cu								
Fe								
Pb								
Mn								
Hg								
Ni								
Tl								
Zn								
Organic pollutants								
Nutrients	Green roofs							
Pathogens								
Plastics								

Sources: Ball et al., 1998; N. P. Miguntananna, 2009; Al Masum et al., 2022; Fuchte et al., 2022; Göbel et al., 2007; Huber et al., 2016; Jartun et al., 2008; Müller et al., 2020; Pamuru et al., 2022; Xu et al., 2021; Zanoletti & Bontempi, 2023

Eine umfassendere Liste von möglichen Schadstoffen in urbanen Oberflächenabflüssen sowie ökotoxikologischen und gesetzlichen Schwellenwerte findet sich im Anhang (S. 117).

6.5 Abwasserbehandlung – Wasseraufbereitung

Zentrale Frage dieser Studie ist die nach der qualitativen Nutzbarkeit der Siedlungsoberflächenabwässer für die Vernässung des Rastatter Bruches.

Welche Wasserqualität ist für die Vernässung erforderlich – und tolerabel? Die Beantwortung dieser Frage richtet sich nach dem Zweck der Verwendung und dem Ort des Einsatzes. In diesem Fall ist das *behandelte* Wasser für die Stützung des Grundwasserhaushaltes des Moores vorgesehen. Im Raum finden sich keine für den Menschen sensiblen Nutzungen, wie v.a. die Nutzung für die Nahrungsmittelproduktion, für welche die höchsten Qualitätsanforderungen gelten. Auch die Trinkwasserproduktion ist nicht unmittelbar betroffen: das Wasserschutzgebiet WWK Ottersdorf 102 (Nr. 216102) liegt zwar 200 m westlich des Naturschutzgebietes beginnend am Kaltenbachsee, liegt aber nicht im Abstrom des Grundwassers des Naturschutzgebietes. Auch das Oberflächenwasser entwässert über den Bruchwiesengraben und den Riedkanal nach Norden und entfernt sich vom Wasserschutzgebiet. Die landwirtschaftlichen Flächen sind v.a. Pflegeflächen für die Ziele des Naturschutzgebietes. Die Verwendung des Heus als Viehfutter ist trotz der bisherigen Belastungen nie beanstandet oder untersucht worden. Für den Fall, dass ein Monitoring der entfernt liegenden Einleitungsbereiche dort Nachweise problematischer Konzentrationen erbringt, sollte eine Untersuchung der Böden auch im weiteren Umfeld erfolgen, die auch Futtermittelproben beinhalten könnte. Die Verwendung des bei der aktuell praktizierten jagdlichen Nutzung anfallenden Fleisches von Tieren, die einen mehr oder weniger großen Teil ihres Lebens in den von diesem Wasser erreichten Lebensräumen verbringen, ist ggf. separat zu untersuchen und zu beantworten.

Für die im Naturschutzgebiet lebenden Tiere und Pflanzen ist die Einhaltung oder besser Unterschreitung jeglicher Schadstoffgrenzwerte wesentlicher Leitsatz. Auf die Nennung detaillierter Grenzwerte für Substanzen, die im Rastatter Bruch bei einer zukünftigen Siedlungsregenwassernutzung und -aufbereitung erreicht werden sollten, muss hier verzichtet werden. Als Orientierung sollten die geltenden unteren Grenzwerte Richtschnur sein. Abweichungen davon könnten im Sonderfall erfolgen im Hinblick auf die im Folgenden genannte Abwägungsentscheidung.

Diese grundsätzliche Abwägungsentscheidung betrifft die Frage, ob die behandelten Wassermengen für die Vernässung genutzt werden können oder ob die im gereinigten Wasser verbleibenden Schadstoff-Restmengen so bedeutsam sind, dass die Verwendung des Wassers für das Moor aus normativen oder sachlichen Gründen in Frage gestellt ist. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die seit langem vorhandene Moorentwässerung und -degeneration nur durch die Vernässung gestoppt und nach Möglichkeit umgekehrt werden kann. Ein Fortdauern der laufenden Prozesse ohne Vernässung hätte insbesondere mit dem sich verschärfenden Klimawandel eine weitgehende Torfzehrung, die Emission der Kohlenstoffvorräte als Treibhausgas und langfristig den Verlust des Moores mit allen von ihm abhängenden Lebensräumen zur Folge.

Dabei hat die Frage der Abwasserbehandlung im vorliegenden Fall zwei zu berücksichtigende Komponenten:

1. Die Behandlung des zufließenden Siedlungsoberflächenwassers vor Eintritt in das Moor (technische Wasseraufbereitung) und
2. das weitere Verhalten des so gereinigten Wassers bzw. der darin verbleibenden Restmengen schädlicher Stoffe – also die tatsächliche Belastung des NSG mit dem Vernässungswasser.

Nachdem vorstehend festgestellt wurde, dass die Wasserqualität in der Vergangenheit zeitweise oder dauerhaft stark belastet war und auch aktuell Einträge zu verzeichnen sind, stellt sich die Frage, ob diese durch Abwasserbehandlung abzustellen oder zumindest in erforderlichem Maße reduzierbar sind. Diese Frage wurde mit dem Leiter des Institutes für Wasser und Umwelt – Wassergütwirtschaft, Herrn Dr. Stephan Fuchs auf der Grundlage der vorliegenden Belastungen besprochen. Für die Situation im Rastatter Bruch wurden im Wesentlichen drei Wasseraufbereitungsstufen vorgeschlagen, die im Prinzip Sedimentation, Filtration und biologische Klärung kombinieren. Diese drei aktuell technisch üblichen Schritte der Wasserbehandlung werden im Folgenden beschrieben, wobei der Schwerpunkt auf dem Zweiten liegt.

6.5.1 Sedimentationsbecken

Die Nutzung von Sedimentationsbecken dient dem Abtrennen partikulär gebundener, grober Anteile (Sand, Schluff, andere Partikel) durch gravitationsbedingte Sedimentation. In der Fläche nimmt die Fließgeschwindigkeit ab und führt so zum effektiven Absetzen der entsprechenden Stoffe. Der geklärte Überstand kann dann abgeführt und der weiteren Behandlung oder Ableitung zugeführt werden. Der Einbau von Lamellen kann die Oberflächen vergrößern und die Sedimentationsbedingungen verbessern. Feinere Partikel werden weniger, gelöste gar nicht abgeschieden, so dass weitere Behandlungsschritte erforderlich sind. Die ausgefallenen Sedimente müssen in Intervallen aus der Anlage entfernt werden, um die Effizienz dauerhaft zu gewährleisten. Diese Art der Wasserbehandlung wird üblicherweise als erste Stufe eines kombinierten Systems eingesetzt. Bei der Behandlung von Regenwasser aus dem Siedlungsraum kann u.U. von der Einrichtung eines Sedimentationsbeckens abgesehen werden, da die Sedimentfracht begrenzt sein sollte. In jedem Fall ist aber ein Sandfang vorzuschalten, der den Retentionsfilter vor übermäßigen Grobeinträgen schützt. Falls doch ein umfangreicheres Sedimentationsbecken für erforderlich erachtet wird, ist im vorliegenden Fall die Flächenverfügbarkeit im Naturschutzgebiet selbst ein limitierender Faktor. Insofern wäre bei einer Planung dieser Option zu prüfen, ob die Einrichtung eines Sedimentationsbeckens auf der Siedlungsseite im Münchfeld und bei Entwicklung des Merzeauareals machbar ist. Dies kann möglicherweise auch in die Gestaltung eines Erholungsraumes als Gewässerelement entwickelt werden. In diesem Zusammenhang ist eine Option, bei der Planung der Gebietsentwicklung frühzeitig Gewässerstrukturen zu entwickeln, welche funktional in die Vorreinigung der Regenabwässer eingebunden sind und gleichzeitig den Wohngebiets- und Erholungsraum bereichern.

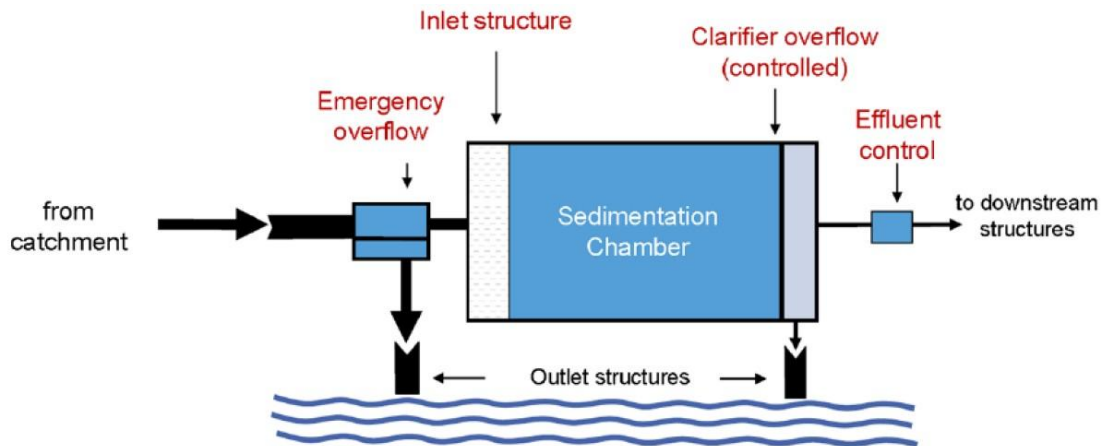


Abb. 32: Funktionsschema eines Sedimentationsbeckens

6.5.2 Retentionsbodenfilter

Der Bau einer Retentionsbodenfilteranlage im Untersuchungsgebiet stellt die beste Möglichkeit für die Wasseraufbereitung dar. Im DWA-Arbeitsblatt 102-2 „Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer“ (Schmitt et al., 2020) wird eine Retentionsbodenfilteranlage als sehr wirksam mit einem Wirkungsgrad von 95 % Stoffrückhalt, bezogen auf abfiltrierbare Stoffe mit einer Korngröße von 45 bis 63 μm (AFS63), beschrieben. Dabei ist die Wirksamkeit u.a. von der Durchströmungsgeschwindigkeit des Retentionsfilters abhängig, die v.a. durch die Intensität des Regenniederschlages bestimmt ist. Geringe Abflüsse können besser gefiltert werden, hohe Abflüsse werden schlechter und sehr hohe ereignisbezogen nahezu nicht gefiltert. Letztere sind zwar auch sehr viel höher verdünnt, bewirken aber die genannte Herabsetzung der Wirksamkeit.

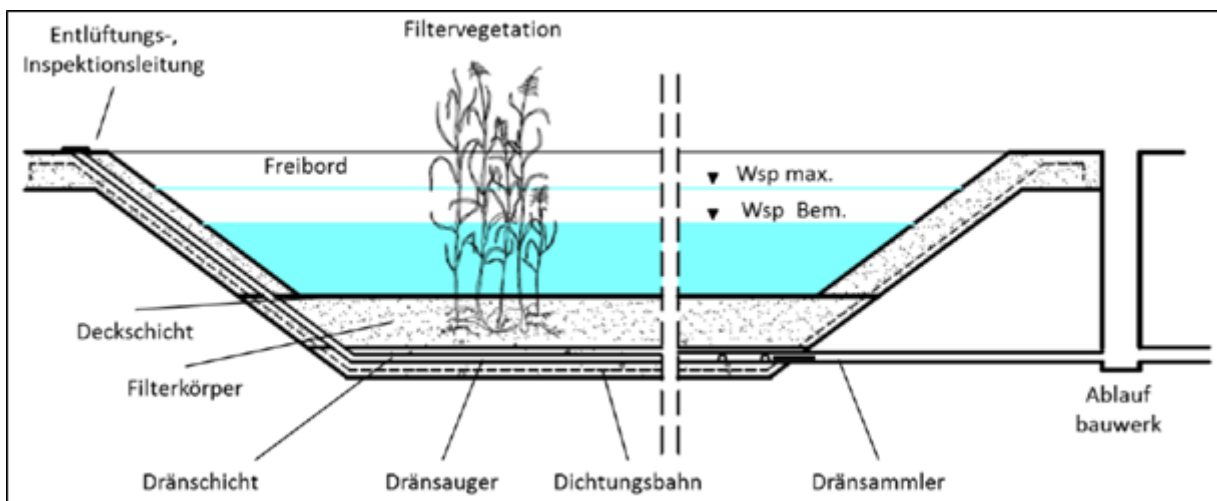


Abb. 33: Schema eines Retentionsbodenfilters mit Schilf-Filtervegetation (Quelle: Anselm 2019)

Zu Funktion und Aufbau des Retentionsbodenfilters finden sich ausführliche Informationen bei Bachmann (2025). Die Implementierung eines solchen Filters ist entsprechend der anfallenden Zulaufwassermenge zu dimensionieren (DWA-Arbeitsblatt 178, Anselm et al. 2018). Dies hängt von der Größe, dem Anschlussgrad und der Abflusswirksamkeit der zu entwässernden

Fläche ab. Näherungsweise muss die Bodenfilteroberfläche circa 1 % der angeschlossenen versiegelten Fläche betragen. Das Volumen der Vorstufe muss mindestens 0,5 m³ pro Hektar angeschlossener versiegelter Fläche betragen. Damit werden pro Hektar versiegelter Fläche im Siedlungseinzugsgebiet 100 m² Retentionsbodenfilter berechnet. Das Siedlungseinzugsgebiet hat eine Fläche von 32 ha, und die Analyse der Siedlungsstruktur hat einen Versiegelungsgrad von rund 50 % ergeben, womit sich ein Flächenbedarf von 1.600 m² für eine Retentionsbodenfilteranlage (plus technische Anlagen) ergibt (Gaudefroy 2024).

Ein wesentlicher Vorteil des Retentionsbodenfilters („constructed wetland“) ist, dass er bereits ein naturnahes Element mit Habitatqualität darstellt. Er orientiert sich dabei an seinem natürlichen Vorbild, dem Schilfried, auch wenn es sich um eine technische Anlage handelt. Dies berührt die Standortfrage, zu der es verschiedene Alternativen gibt. Dabei bleibt der Retentionsbodenfilter eine technische Anlage mit entsprechenden Eingriffen, insbesondere für die langfristig erforderliche Unterhaltung, wenn ein Standort im Naturschutzgebiet gewählt wird.

Die Verwendung von geklärtem Abwasser zur Vernässung von Niedermooren wurde bereits in einigen Fällen untersucht. Das Ziel besteht dabei zunehmend darin, die Ressource Wasser nachhaltig zu nutzen, insbesondere für die Bewässerung und Wiedervernässung von Niedermooren. Dies ist vor allem in Gebieten mit begrenzten Wassermengen, wie dem Rastatter Bruch, von Bedeutung. Hier ergeben sich nennenswerte Synergien mit dem Erhalt von Feuchtgebiets-Ökosystemen und dem Klimaschutz. Für die Wasserqualität spielt die Nutzung des Bodens als Retentions- und Transformationsraum für die Wasserreinigung und damit die Verbesserung der Wasserqualität eine wichtige Rolle.

Bei den meisten Projekten ging es allerdings um gereinigte, zum Teil verdünnte Wässer aus kommunalen Kläranlagen. Insofern sind diese Projekte nur begrenzt mit der Nutzung prinzipiell geringer verschmutzter Oberflächenabflüsse aus dem Siedlungsraum vergleichbar. Dennoch zeigen diese Projekte, in denen Ein- und Austräge sowie die relevanten stofflichen Prozesse mehr oder weniger intensiv untersucht wurden, dass eine substanzielle Elimination der Schadstoffe möglich ist.

Als Beispiel sei das Projekt Biesenbrow in Brandenburg genannt, in dem die Universität Greifswald mit Förderung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt bereits 1997 bis 1999 die Reinigungsfunktion eines Niedermoores mit Schilfanbau auf einer acht Hektar großen Fläche untersuchte. Eine dreijährige Fortführung der Studie wurde von der VW-Stiftung von 2000 bis 2002 ermöglicht. Dort wurde die Erfahrung gemacht, dass die Behandlung verdünnter kommunaler Abwässer (gereinigtes Abwasser) in Schilfkulturen auf Niedermooren die Wässer so gut aufbereiten kann, dass eine Beeinträchtigung des Niedermoores und vor allem der nachfolgenden Vorfluter nicht zu erwarten ist. Stattdessen ist auf degenerierten Niedermoorstandorten eine Wiederherstellung der natürlichen Moorfunktionen möglich (Succow & Hampicke 2004). Dabei ist im Vergleich zum Rastatter Bruch zu bedenken, dass die stofflichen Belastungen kommunaler Abwässer andere, v.a. nährstoffbedingte sind, diese jedoch auch eine höhere Belastung haben, als es in Siedlungsregenabwasser der Fall ist. Die wirksame Reduzierung partikulär gebundener Schadstoffe, die auch in Rastatt eine Rolle spielen, ist aber in Studien zum Thema vergleichbar belegt (z.B. Fuchs 2005). Der hohe Wirkungsgrad der Eliminierung in Schilfklärung über 90 % stellt nach Aussage des IWU eine Nutzbarkeit des Wassers für die Vernässung sicher. Der Eintrag von Nährstoffen in den hier gemessenen bzw. vor allem in den zukünftig zu erwartenden Größenordnungen ist unproblematisch, da die Nährstoffaufnahme der Schilfvegetation die Einträge kompensieren kann. Ausgehend von der Annahme, dass das im Projekt gemessene Phosphat eine Folge

von Fehleinleitungen ist, sollte bei Beseitigung dieser ein deutlich geringerer Phosphateintrag die Folge sein, der unproblematisch sein sollte. Im Experiment in Biesenbrow konnten die eingeleiteten Nährstoffe den Bedarf der (beernteten) Schilfbestände nicht abdecken. Damit ist die Verwendung zur Einleitung in Niedermoor möglich. Es ergibt sich damit eine Synergie siedlungswasserwirtschaftlicher Anliegen mit den Zielen der Wiederherstellung und vor allem der langfristigen Sicherung von natürlichen Moorlebensräumen (Succow & Hampicke 2004).

Die analoge Nutzung eines Retentionsbodenfilters (=“constructed wetland“) als Schilffkläranlage entspricht dieser Funktion und ist die empfohlene Maßnahme zur Realisierung der Vernässung mit Siedlungsoberflächenwasser im Rastatter Bruch. In jedem Fall ist aber die Beseitigung der Fehleinleitungen zuvor und möglichst schnell erforderlich und eine Untersuchung der dann resultierenden Belastungen der zugeleiteten Wässer erforderlich. Die Funktionsfähigkeit einer solchen Aufbereitungsanlage ist durch ein stoffliches und mengenmäßiges Monitoring zu gewährleisten auch mit der Option, bei Auftreten hoher Austragskonzentrationen eine Einleitung in das Moor (z.B. durch die Funktion einer automatisch anspringenden Umleitung direkt in den Vorfluter Deponiegraben) auszuschließen. Neben einer frühzeitigen Einbindung der relevanten Akteure ist bei dem Vorhaben eine Risikoabschätzung in jedem Fall in ausreichendem Maße zu erarbeiten (Nölting et al. 2015).

6.5.3 Dezentrale Vorklärung im Siedlungs-Einzugsgebiet

Die Reduzierung der Größe einer Vorbehandlungsanlage zur Schonung der Naturschutzgebietsfläche und die Optimierung der Aufbereitungsqualität führt zu der Überlegung der Nutzung von weiteren, dezentralen Vorklärtechniken. Mit ihrem Eigenvolumen und ihrer strömungsverzögernden Struktur stellen diese Systeme mengenmäßige Puffer dar. Sie puffern die Abfuhr von Extremabflüssen und verbessern damit auch die gleichmäßigere Beschickung eines oder mehrerer Retentionsbodenfilter. Da das Wasser zur Vernässung in den sensiblen Naturraum des Naturschutzgebiets „Rastatter Bruch“ eingeleitet werden soll, ist eine besonders effiziente Wasserbehandlung vor der Nutzung eine notwendige Voraussetzung.

Auch für den Bereich des geplanten nachhaltigen Wohngebiets auf dem Merzeauareal ist die Nutzung moderner Umwelttechniken ein bedeutender Faktor. Bei diesen Techniken wird der Prozess der Wasserbehandlung räumlich näher an die Quelle, in diesem Fall den Straßenraum, gebracht. Sie integrieren die Straßenentwässerung mit der Zwischenspeicherung und (Vor-)Reinigung der anfallenden Oberflächenwässer ohne größere Infrastruktur als begrünte oder nicht begrünte Rinnen. Die erste Stufe ist die Verwendung von Filterrinnen, in denen die Oberflächenwässer am Straßenrand über ein Gitter aufgenommen und in einer Rinne mit Filtermaterial abgeführt werden (z. B. System „Drainfix Clean“ der Fa. Hauraton). Eine Vegetationsschicht auf dem Filtersubstrat ergänzt dabei den eigentlichen Filter bei Sedimentation, Filterung, Abflussregulierung und Raum für chemische Abbauprozesse. Die sogenannten „Bio-Retention Swales“ verbinden die Entwässerung mit Retention und Reinigung, inklusive starker positiver Reinigungseffekte durch höhere Vegetationsanteile (s. Abb. 34). Eine Integration dieser Optionen in das modellhafte Wohngebiet Merzeau, aber auch in gewerbliche Entwicklungsräume, sollte im Rahmen der anstehenden Planung des Raumes frühzeitig erwogen werden und wäre eine innovative Maßnahme der Umweltvorsorge. Ebenso können insbesondere mit den Filterrinnen bereits existierende Straßenentwässerungen effizienter umgebaut werden, was auch im Münchfeld zur Reduktion der Austräge von Umweltschadstoffen eine Option wäre.



Abb. 34: Dezentrale Entwässerungs- und Wasserreinigungsmethoden (Institut für Wassergütwirtschaft, Dinic Brankovic M. et. al, 2018 in Gaudefroy 2024)

7 Vernässungsoptionen NSG Rastatter Bruch

7.1 Staukonzept

Das aktuell immer noch entwässernde Grabensystem erfüllt keine Nutzungsfunktion mehr und steht im Gegenteil dem Moorerhalt entgegen. Es gibt keine landwirtschaftliche oder anderweitige Nutzung, die eine Entwässerung erfordert. Die aktuelle Mahdnutzung ist eine reine Pflegemahd mit naturschutzfachlichen Zielen und sollte sich in der jährlichen Terminfestsetzung an den natürlichen Wasserständen orientieren und in sehr nassen Jahren auch eingeschränkt werden können.

Um eine weitere Entwässerung möglichst vollständig zu vermeiden, bietet sich eine vollständige Verfüllung des Grabensystems an, um den ursprünglichen, grabenfreien Zustand wiederherzustellen. Dieser entspricht am ehesten den natürlichen hydrologischen Verhältnissen und sollte daher als Referenzzustand bei der Planung herangezogen werden. Ein vollständiges Verfüllen der Gräben wird aber aus Gründen fehlenden Materials und der mit einer solchen Maßnahme verbundenen erheblichen Eingriffe (in Gehölzbestand und durch maßnahmenbedingte Bodenverdichtung) nicht favorisiert. Eine funktional ausreichende Alternative zur vollständigen Verfüllung kann die abschnittsweise Stauung (Kammerung) der vorhandenen Entwässerungsgräben darstellen. Dies führt zu einer treppenartigen Staffelung der Stauabschnitte und damit zu einer Anhebung des Grundwasserniveaus im angrenzenden Moorbereich und stellt einen funktional sinnvollen Kompromiss zwischen der Stauhaltung am Grabenende und der vollständigen Verfüllung des Grabens dar. Ein Grabenstau nur am Ausgang des Gebietes führte nur zu einer teilweisen Anhebung des Grundwassers in Staunähe, während die Wirkung ins Gebiet mit der Entfernung vom Stau und der damit ansteigenden Geländehöhe deutlich abnimmt.

Der Einstau sollte mit geländegleichen Sperren aus Bodenmaterial, Holz oder anderen geeigneten Materialien erfolgen. Diese sollten möglichst ohne den Einsatz schweren Geräts (Kleinbaggern etc.) eingebracht werden, um baubedingte Schäden zu vermeiden. Der im Projekt gebaute dritte Probestau zeigt, wie dies umgesetzt werden kann (s. Kap. 7.1.3.3).

Denkbar wäre auch ein Verfüllen der restlichen Grabenabschnitte mit abgetragenem, vererdetem Moorboden, um andernorts flächenhaft eine Moorsanierung zu ermöglichen und gleichzeitig Material für die Grabenverfüllung bereitzustellen. Diese Maßnahmen hätten jedoch auch den oben genannten Nachteil, dass es durch die erforderlichen Baumaschinen zu erheblichen Bodenschädigungen kommen würde. Hierfür ist ggf. eine Abwägungsentscheidung zu treffen. Eine kleinflächige Umsetzung einer solchen Moorsanierung wäre ein interessantes Experiment für zukünftige Moorrenaturierungsmaßnahmen. Ziel wäre die Klärung der Frage, ob das Entfernen der vererdeten Oberbodenschicht für die Wiederherstellung wachsender Niedermoorflächen sorgen könnte. Die im Nährstoffhaushalt (durch Zersetzung) und Bodenstruktur (Wasserhalte- und Leitungseigenschaften) gestörte Vererdungsschicht ist für die Wiederherstellung naturnaher Verhältnisse, d.h. möglichst wachsender Niedermoore ein Problem. In jedem Fall sind die Standortverhältnisse solcher vererdeter Moore andere, als sie es in den vorherigen, intakten Niedermooren waren. So ist etwa die Dominanz der Großseggen in vielen Beständen eine Folge vergleichsweise hoher Nährstoffverfügbarkeit, die durch die Mineralisierung entsteht. Konkurrenzschwächere Arten werden dadurch zurückgedrängt, die Großseggen

werden dominant und bilden artenarme Bestände. Diese sind zwar selbst Schutzgut, aber die Frage stellt sich, ob die starke Dominanz das finale naturschutzfachliche Ziel darstellt.

In jedem Fall ist die Wiederherstellung lange oberflächennah anstehender Grundwasserstände im gesamten Moorbereich eine wesentliche Voraussetzung, um den Prozess weiterer Moorzersetzung zu stoppen. Dies zum einen, um den vorhandenen Moorkörper und den damit vorhandenen Moorlebensraum zu erhalten und zum anderen, um mit der Vermeidung der Kohlenstoff-Emissionen (CO₂ und CH₄) die allgemeinen Ziele des Klimaschutzes zu verfolgen.

In diesem Sinne wurde bereits durch die ersten Probestaumaßnahmen an strategischen Punkten die wesentliche Entwässerungsleistung des Grabensystems beschränkt. Dabei ist die Abfuhr sehr hoher Oberflächenwasserstände nach extremen Regenereignissen auch weiterhin möglich, da die Staueinrichtungen in der Höhe begrenzt sind. Eine flexible Möglichkeit einer Regelbarkeit der Stauhöhen über die Einbauhöhe hinaus wird nicht für erforderlich gehalten – zumal der natürliche Zustand dies auch nicht hatte und entsprechende Nutzungen nicht vorliegen. Insgesamt wird aus den Erfahrungen des Probestaus geschlossen, dass ein zu langer Einstau der Flächen auch in feuchten Jahren kaum möglich ist, da die Verluste durch Verdunstung, laterale und vertikale Sickerbewegungen dies verhindern.

Für den Bereich oberhalb des Staus 2, also den gesamten Moorbereich, ist ein zu hoher Einstau nahezu ausgeschlossen, da der Lebensraum an dauerhafte Nässe angepasst ist. Eine weitere Verlängerung der hohen Wasserstände ist für die Zielerreichung sogar erforderlich. Selbst eine Reaktion der aktuellen Vegetation, z.B. das Absterben von Grauweiden durch zu lange Überstauung ist durchaus zielkonform. Dies würde zu einer Begünstigung des Schwarzerlenbruchs führen, da die Schwarzerle längere Überstauung besser erträgt. Dies würde auch der historischen Vegetation des Gebietes näherkommen – die Schwarzerle wurde bei den Torfbeprobungen reichlich nachgewiesen.

Im Grünland auf mineralischem Boden wurde selbst im nassen Jahr 2024 zwar eine mehrwöchige Überstauung der Wiesen in Teilen erreicht, diese hat aber den Feuchtwiesencharakter eher gestärkt und Schädigungen durch den langen Überstau wurden an keiner Stelle beobachtet. Insofern wird auch hier die Notwendigkeit einer Regulierung der Stauhöhe als gering eingeschätzt und eine pragmatische Nutzung des nahezu festen Staus (derzeit die BigPacks) kann mit verbesserter Stautechnik (inkl. Verfüllung) weiterverfolgt werden. Erforderlich ist nach Abschluss des Projektes die Umsetzung von dauerhaften Staueinrichtungen an allen in dieser Konzeption genannten Standorten.

Wesentliche *Ziele* der Staumaßnahmen sind:

- Verlängerung der Phasen mit oberflächennahen, auch überstauenden Grundwasserspiegeln (in Abhängigkeit vom jeweiligen Flächenteil (Moor oder Grünland auf Mineralboden)
- Dadurch Reduktion der Mineralisierung des Torfkörpers und Verringerung der THG-Emissionen
- Verbesserung der Standortbedingungen für Erlen-Bruchwald oder Erlen-reiche Rieder als potenzielle natürliche Vegetation des Standortes
- Mittel- bis langfristig Wiedereinsetzen von Torfbildung am Standort (Optimalziel)

7.1.1 Einstaubereiche

Folgende drei separate Einstaubereiche können im Untersuchungsraum des Rastatter Bruches unterschieden werden und benötigen separate Betrachtung (s. Karte Abb. 35).

1. *Westliche Grünlandfläche*

Der oben beschriebene Verschluss am Hauptabzugsgraben am Rheinfeldweg hält sehr effektiv Wasser im Graben und in Teilen des Grünlands. Ein Verschluss am Durchlass unter dem Rheinfeldweg wäre die sinnvollste Lösung, wie der Probestau 1 deutlich gezeigt hat. Das Stauziel ist hier gut festzulegen und eine Regulierbarkeit ist höchstens im begrenzten Bereich von 112,5 m bis 113 m erforderlich. Über 113 m sollte nicht eingestaut werden, da dann schon ein Einstau in Richtung Oberwaldstraße bis an den Wirtschaftsweg 100 m südlich der Oberwaldstraße erfolgt. Die höher gelegenen Wiesenbereiche zeichnen sich vor allem durch mineralische Böden aus. Im Bereich des mittig verlaufenden Entwässerungsgrabens befinden sich Reste eines Niedermoores, das anthropogen überdeckt wurde.

2. *Moorkörper – östlicher Teil*

Der wichtigste Einstaubereich ist der zentrale Moorkörper zwischen der Oberwaldstraße und der großen Bauschuttdeponie, der durch einen querenden Weg in einen östlichen und einen westlichen Teil zerschnitten wird. Der Bereich wird durch den Hauptgraben zur Rheinfeldstraße entwässert. Auch der Graben unten am Hochufer entwässert diesen Graben in Richtung Deponiegraben und dann weiter in den Bruchwiesengraben. Allerdings wurden hier nur selten nennenswerte Abflüsse festgestellt. Zwar füllt sich dieser Graben während längerer Niederschlagsperioden, die Fließbewegung in Richtung Süden ist jedoch nur gering. Mit Probestau 2 wurde dieser nördliche Moorkörper bereits teilweise eingestaut, der Probestau 3 (nach Zuger Methode) ergänzte diesen Stau.

Um die entwässernde Wirkung des Grabens weiter zu reduzieren, werden weitere Grabenverschlüsse empfohlen. Mit diesen sollen die beiden vorhandenen, längs verlaufenden Gräben gekammert werden. Das Geländegefälle ist insgesamt so gering, dass ein Einstau im Bereich des vorhandenen Probestaus 3 weit in das Gebiet hineinwirken sollte. Dennoch wird eine Rückhaltung in kürzeren Abschnitten empfohlen, da die Abflussverluste aus dem Moor nicht nur über die Gräben, sondern auch vertikal in den Grundwasserleiter sowie über die Geländeoberfläche nach Westen erfolgen. Eine solche Kammerung ist sinnvoll, wenn eine vollständige Verfüllung des Grabensystems aus den oben genannten Gründen nicht realistisch ist.

3. *Moorkörper – westlicher Teil*

Zwischen dem das Moor zerschneidenden Weg (von der NSG-Schranke am Rheinfeld

nach Osten) und dem Deponiekörper der südwestlich angrenzenden Bauschuttdeponie befindet sich ein von Gräben begrenzter Bereich. Dieser wird über den nördlich entlang der Deponie verlaufenden Deponiegraben und den anschließenden Bruchwiesengraben in den Riedkanal entwässert.

Der zentrale Graben entwässert nach Niederschlagsperioden stark in südlicher Richtung zum Deponiegraben. Gleichzeitig besteht über ein Rohr unterhalb des oben genannten Weges eine Verbindung zum nordöstlich gelegenen Moorkörper. Über diese Rohrverbindung war gleichzeitig eine deutlich wahrnehmbare Strömung in nördlicher Richtung zu beobachten.

Ein Verschluss der Rohrverbindung unter dem Weg wäre sinnvoll, um den Abfluss aus dem südwestlichen Moorbereich in den nordöstlichen Moorkörper zu unterbinden. Bei den über das Rohr verbundenen Tümpeln handelt es sich um die 2023 ausgebaggerten Amphibiengewässer. Eine weitere wasserwirtschaftliche oder ökologische Funktion der Rohrverbindung, die gegen einen Rückbau sprechen würde, ist derzeit nicht erkennbar.

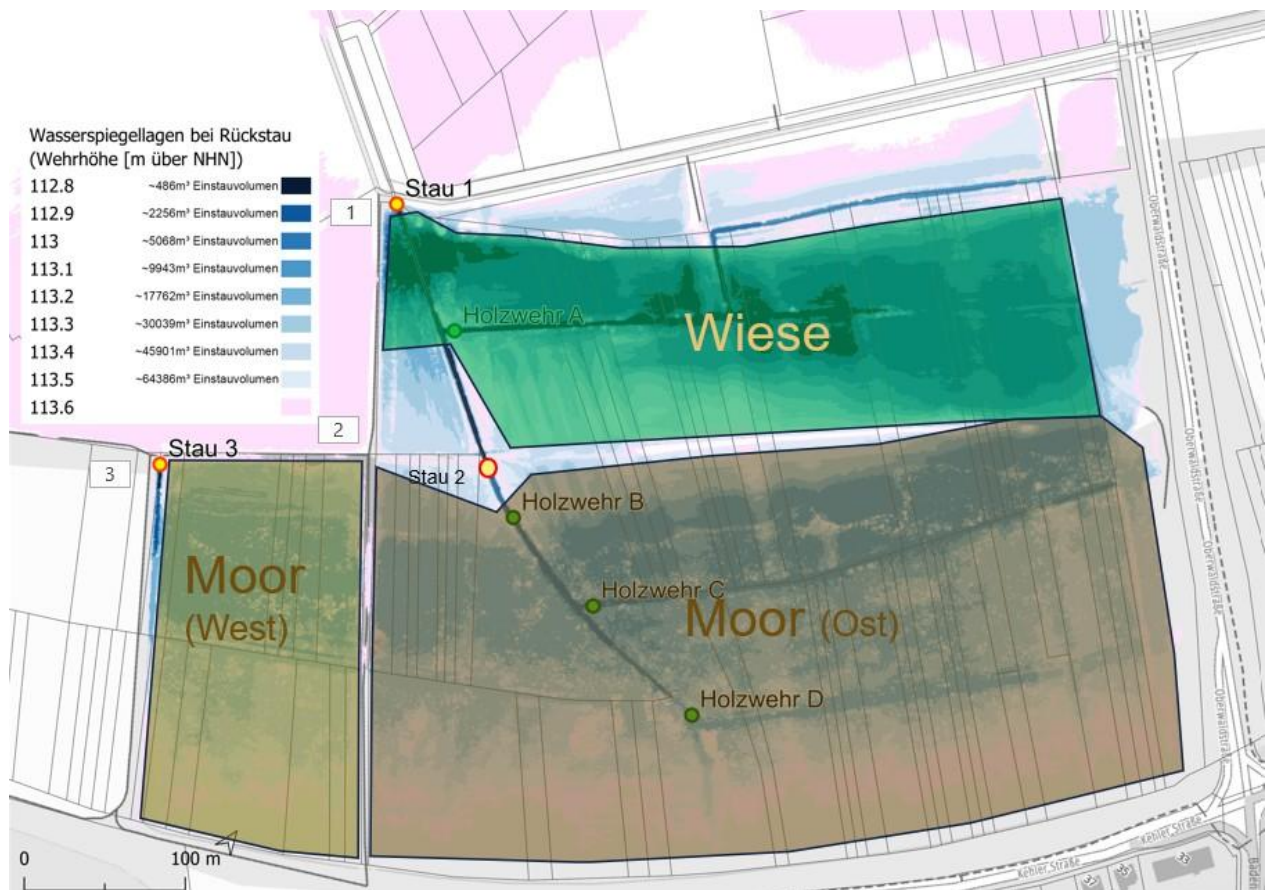


Abb. 35: Abgrenzung der im Text genannten Einstaubereiche

7.1.2 Grabenverschlüsse: Bauweisen

Es werden für die Umsetzung der Staumaßnahmen in den Gräben des Rastatter Bruches nach der Projektlaufzeit drei Bauweisen für die Grabenverschlüsse vorgeschlagen:

7.1.2.1 Grabenverschluss nach Zuger Methode

Entsprechend der Zuger Methode (Staubli 2004) wird die Verwendung einfacher Holzwände als Regelbauweise für die weiteren Grabenverschlüsse auf dem Moorkörper vorgeschlagen. Dabei wird eine Holzspundwand, oder eine Holzbohlenwand mit horizontal angeordneten Bohlen möglichst bis in die Stauschicht eingebaut. Diese wird überdeckt mit einem Gemisch aus Sägespänen und Hackschnitzel im Verhältnis von 3:1. Ein Einbringen von mineralischem Bodenmaterial zur Grabenverfüllung ist auf dem Moorkörper nicht zu empfehlen, da dadurch Nährelemente eingetragen werden.

Der Einbau solcher Grabenverschlüsse ist aufwändig, aber minimal invasiv. Bei Erreichung geeigneter Wasserstände, ist die Haltbarkeit nahezu unbegrenzt. Bei Trockenfallen der Grabenverschlüsse können diese jedoch mineralisiert werden und haben nur eine begrenzte Lebensdauer. Deshalb ist eine Nachkontrolle erforderlich. Durch den oberflächlichen Eintrag von organischem Material und Pflanzenwachstum wird es oberhalb des Grabenverschlusses zu einer weiteren Verfüllung kommen. Weitere Abbildungen zu dem Grabenverschluss sind der Maßnahmenbeschreibung zum Probestau zu entnehmen (s. Kap. 7.1.3.3).

Probestau Rastatter Bruch

Schemaskizze quer durch flachen Moorgraben

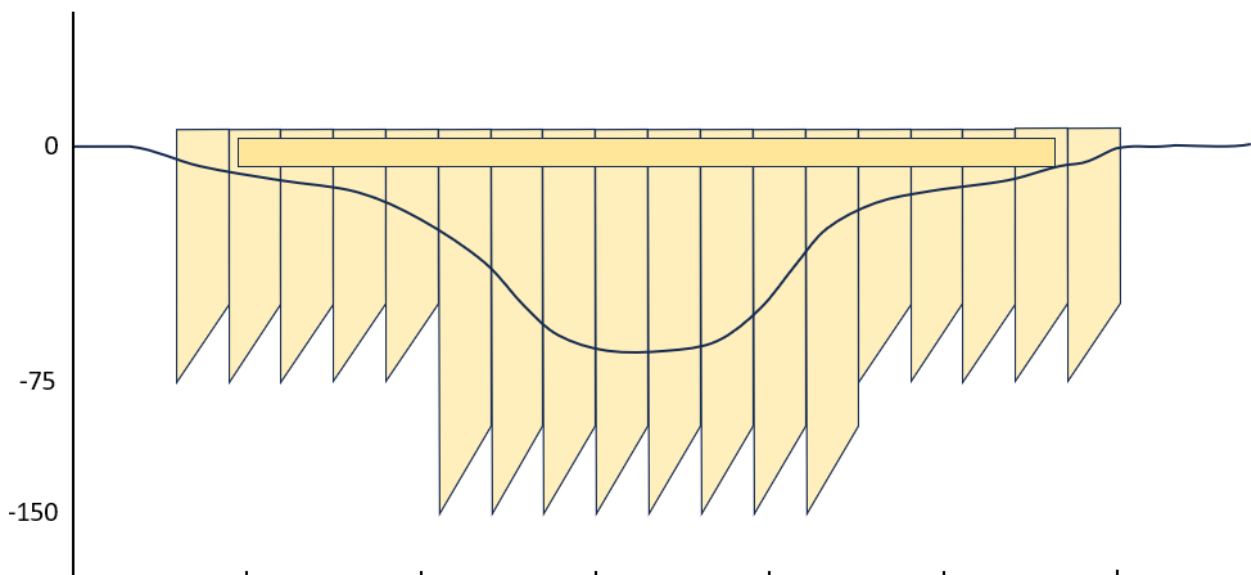


Abb. 36: Schemazeichnung Spundwand aus Douglasien-Holzbrettern (12 cm * 4 cm, Nut+Feder)

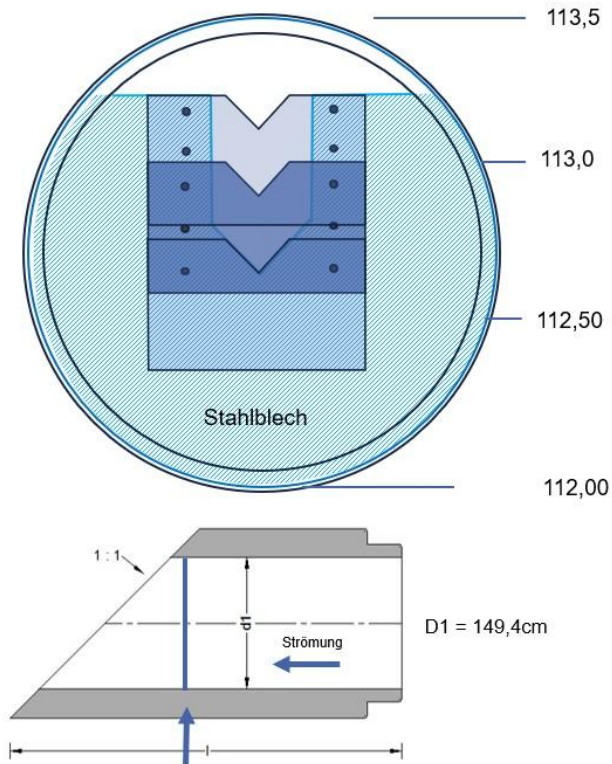
7.1.2.2 Grabenverfüllung

Als Maßnahme auf mineralischen Böden wird die einfache Verfüllung von Grabenabschnitten mit bindigem, sauberem (Z0-)Bodenmaterial empfohlen. In den Bereichen außerhalb des eigentlichen Moorkörpers ist die Verfüllung des Grabenprofils mit mineralischem Material effizienter und einfacher umsetzbar. Hierzu ist gesichert unbedenkliches Bodenmaterial mit hohem Lehm oder sogar Ton-Anteil geeignet. Die Verortung der Staue sollte nahe von Wegen erfolgen, so dass eine Umsetzung z.B. mit einem Bagger vom Weg aus möglich ist. Die entsprechenden Grabenabschnitte sind am Grund von organischen Sedimenten, Holz, Laub etc. zu reinigen und dann mit dem Material zu verfüllen. Die Länge der Grabenverfüllung sollte sich an den Profildimensionen der Gräben orientieren. Es sollte ein Kronenbereich von mindestens einem Meter Länge entstehen, so dass die Länge auf der Sohle bei einem 1 m tiefen Graben z.B. 3–4 m betragen kann. Eine Verfüllung längerer Grabenabschnitte (mind. 10 m nach Zeitz et al. 2009) ist für den Zweck der Wassersperre sinnvoll, wird hier aber aufgrund des vermuteten Vorkommens von Schlammpeitzgern (*Misgurnis fossilis*) nicht angeraten. Dieser kann bei nassem Wetter eine kurze Überlandstrecke überwinden und wäre demnach durch die Verfüllung nicht wesentlich beeinträchtigt (Köhler et al. 2013). Die Höhe der Krone/Oberfläche sollte sich an den standortlichen Erfordernissen bzw. v. a. dem Stauziel orientieren. Im Prinzip sollte die Verfüllung geländegleich erfolgen. Soll in dem Graben eine Abfuhr sehr hoher Wasserstände möglich sein (wie etwa an Stau 1), so sollte die Oberfläche 1–2 dm unter der Grabenoberkante liegen oder in Höhe eines dort festgelegten Stauzieles für den einzustauenden Abschnitt dahinter. Eine Sicherung der Oberfläche mit initialer Bepflanzung und/oder organischen Textilmatten ist ggf. erforderlich, um bei Überströmung der Oberflächenerosion entgegenzuwirken und die Sperre in die Landschaft einzubetten.

7.1.2.3 Messwehr als Grabenverschluss

Der Einstau an bestehenden Wege-Durchlassrohren mit großem Durchmesser könnte mittels eingebauter Stahlbleche kostengünstig umgesetzt werden. Hierzu wurde im Projekt ein Messwehr konstruiert, welches einerseits eine flexible Einstauhöhe im Durchlass leistet, andererseits mit einem V-Ausschnitt als sogenanntes Thomson-Wehr eine Möglichkeit zur Abflussmessung bietet. Hierzu wird ein festzulegender Teil der Durchflussfläche mit einem Edelstahlblech verschlossen, welches mit Stahllaschen in der Rohrwand verschraubt wird. Oben ist das runde Blech abgeschnitten. Ein Ausschnitt wird durch ein verschiebbares kleineres Blech verschlossen, in das ein V-Ausschnitt geschnitten ist, über den das Wasser bei geringen und mittleren Abflüssen fließt und luftseitig gemessen werden kann. („Messbecher-Methode“). Alternativ kann auch über einen Drucklogger auf der Wasserseite (im Rohr) der Wasserstand aufgezeichnet und mit einer Wasserstands-Abflusskurve kontinuierlich gemessen werden. Diese wurde in gleicher Weise für die Abflussmessung im Rohr an der Kehler Straße praktiziert.

Bauweise 3: Stauwehr mit Messwehr (mit flexibler Höhe)



Durchlass Im Rheinfeld (DN 1500)

Abb. 37: Schemazeichnung des Edelstahl-Messwehres und Standort 'Im Rheinfeld'

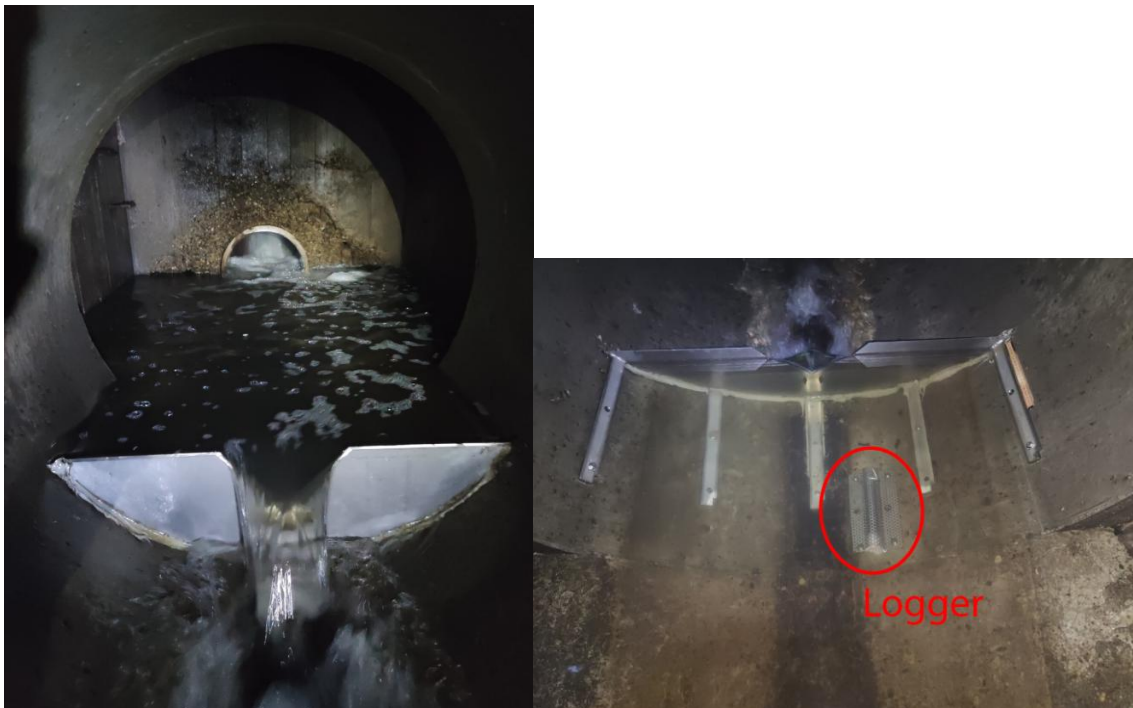


Abb. 38: Messwehr im Zuflussrohr Kehler Straße als Beispiel für die Bauweise der Edelstahl-Wehrbleche (mit Abflussmессoption)

7.1.3 Probestau-Maßnahmen im Projekt

Eine wesentliche Maßnahme im Projekt war die Umsetzung erster Staeinrichtungen, welche als Probestaue die Wirksamkeit von Einstaumaßnahmen auf den lokalen Grundwasserstand untersuchen sollten. Nachdem in den ersten beiden Projektjahren 2023 und 2024 geringe Niederschläge und damit verbunden stets über lange Sommerperioden trockene Gräben festgestellt wurden, wurde der Einsatz von schnell verfügbaren, leicht realisierbaren und zunächst als *provisorisch* geplanten Staeinrichtungen als sinnvolle Maßnahme avisiert. Besonders das letzte Projektwinterhalbjahr brachte überdurchschnittliche Niederschläge, so dass ein Einstau erfolgreich möglich war und Erfahrungen mit der Effizienz der Staue gesammelt werden konnten.

7.1.3.1 Probestau 1

Als erster Schritt wurde der Einstau der zentralen Ausleitung aus dem Gebiet im Hauptgraben angegangen. Vor dieser Maßnahme wurde durch GIS-Modellierung geprüft, welche Wirkung von dem Einstau auf ein technisch machbares Stauniveau im Gelände ausgehen würde. Dazu wurde eine Modellierung der Stauwirkung in einem GIS-Modell anhand des vorliegenden digitalen Geländemodells (Laserscan, horizontale Auflösung 0,25 m) durchgeführt. Diese ergab bei einem Anstau am Ausgang des Hauptabzugsgrabens an der Straße "Am Rheinfeld" auf 113 m ü. NHN. einen Rückstau, der einen Großteil der offenen Wiesenbereiche im Mittleren Bruch bis fast an den Oberen Weg ca. 100 m westlich der Oberwaldstraße bewirken würde. Ein höherer Anstau wäre technisch mit den vorgesehenen einfachen Staumethoden nicht möglich und auch ökologisch nicht sinnvoll. Die geplante Einstauhöhe von 113 m entspricht so genau den angestrebten ökologischen Zielen (Abb. 39).

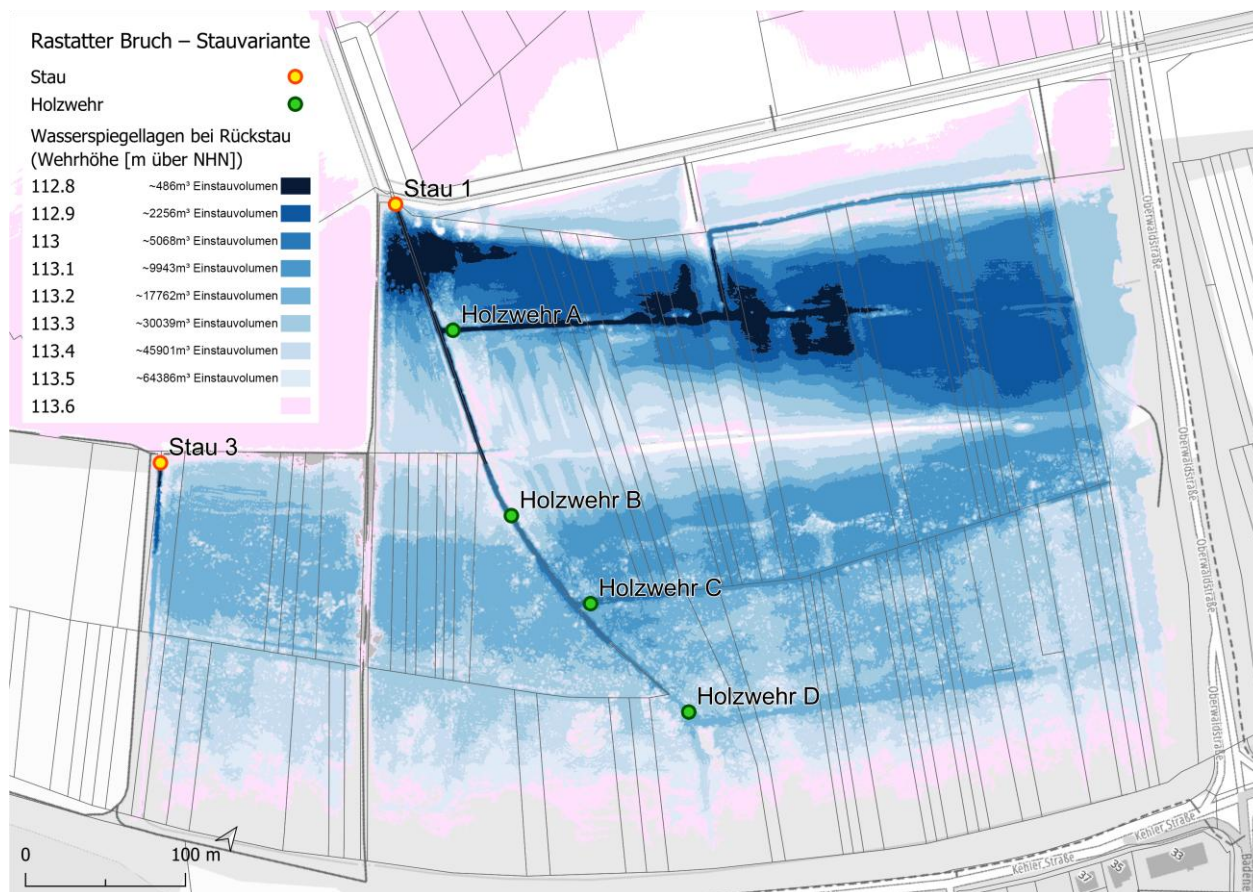


Abb. 39: Modellprognose der Einstauhöhen von 2024. Nahezu identisch wurde im Probestau die Ausdehnung der Wasserflächen beobachtet

Für den Verschluss der Rinne wurden große Sandsäcke („BigPacks“) genutzt. Diese wurden am 10.05.2024 bei mittlerem Grabenwasserstand mit technischer Unterstützung der Stadtwerke Rastatt eingebaut. Dazu wurden je drei BigPacks etwa zur Hälfte mit Sand gefüllt und mit einem Kran von der angrenzenden Straße „Im Rheinfeld“ auf eine in den Graben gelegte Folie gesetzt (s. Abb. 35). Anschließend wurde die Folie als zusätzliche Dichtung der Stauwand auf der Wasserseite hochgeschlagen und oben auf den Sandsäcken mit Steinen befestigt. Zusätzlich wurde der weiße Sandsackstau mit dunkelgrünen Gewebefolien überdeckt, um ihn weniger sichtbar zu machen.

Ziel der Maßnahme war die Prüfung der Frage, ob die weiteren Niederschläge des Frühjahrs/Frühsummers sich mit dieser einfachen und technisch flexiblen Maßnahme wirksam zurückhalten lassen und wie lange dieser Effekt wirksam sein würde. Unklar war bis dahin vor allem die Frage, inwieweit die Umläufigkeit (seitliche/untere Undichtigkeit) des Sandstaus sowie die vertikale Versickerung im Gebiet insgesamt wesentliche Mengenanteile des Gebietswassers abführt. Diese Abflussanteile werden von dem Einstau nicht berührt und würden, wenn sie einen großen Anteil haben, den Einstau weniger effektiv wirken lassen.



Abb. 40: Einbau des ersten BigPack-Staus am Hauptgraben ‚Im Rheinfeld‘



Abb. 41: Eingebaute Sandsäcke und funktionsfähiger Endzustand

7.1.3.1.1 Ergebnis Probestau 1

Um die Wirkung des Staus zu bewerten, wurden die Grundwasserhöhen vor und hinter dem Stau über einen längeren Zeitraum vor und nach dem Einbau verglichen. Unterhalb des Staus steht dafür eine langjährige Messreihe des Grundwasserstands am ca. 300 m westlich gelegenen Saatguthof zur Verfügung. Dessen Ganglinie folgt im Muster der Regen- und Abflussereignisse etwa den anderen Loggern im Gebiet, liegt aber ca. 60 cm tiefer und wurde um diesen Betrag korrigiert (s. Abb. 42). Oberhalb des Staus stand 250 m weiter östlich der im Projekt eingebaute Grundwasserlogger GW03, ein Grabenpegel ähnlicher Geländehöhe im Graben ‚Mittleres Bruch2‘ zur Verfügung, der mit dem Stau zumindest bei höheren Wasserspiegeln weitgehend ausgespiegelt ist. Zusätzlich wurde mit Einbau des Staus ein weiterer Logger unmittelbar oberhalb des Staus eingebaut (s. Abb. 42).

Bereits wenige Minuten nach dem Einbringen des dritten BigPacks am 10.05.2024 war zu erkennen, dass eine sichtbar Stauwirkung vorliegt. Etwa eine Stunde danach war ein Höhenunterschied von bereits mehr als einem Dezimeter feststellbar. Die weitere Ganglinie des Wasserstandsloggers (Abb. 42, rote Linie) direkt oberhalb des Staus zeigt, dass in den Monaten Juni und Juli deutlich erhöhte Wasserstände im Vergleich zur Zeit vor dem Staueinbau auftraten. Wesentlich war dafür allerdings auch eine in der folgenden Woche

einsetzende Niederschlagsperiode, die auch unterhalb des Staus (grüne Linie) in deutlicher abnehmendem Maße erkennbar war. Diese machte einerseits die Stauwirkung sehr deutlich. Die rote und die blaue Linie blieben in den folgenden Wochen vor dem Stau deutlich höher, was als Effekt des Staus gedeutet wird. Andererseits überlagerte sie auch die Stauanhöhung, so dass die Quantifizierung nicht deutlich möglich war. Da der Logger erst am Tag des Staueinbaus installiert wurde, geben nur die Geländewasserspiegelmessungen (rosa) Hinweis auf den Wasserspiegelanstieg am Tag des Einstaus.

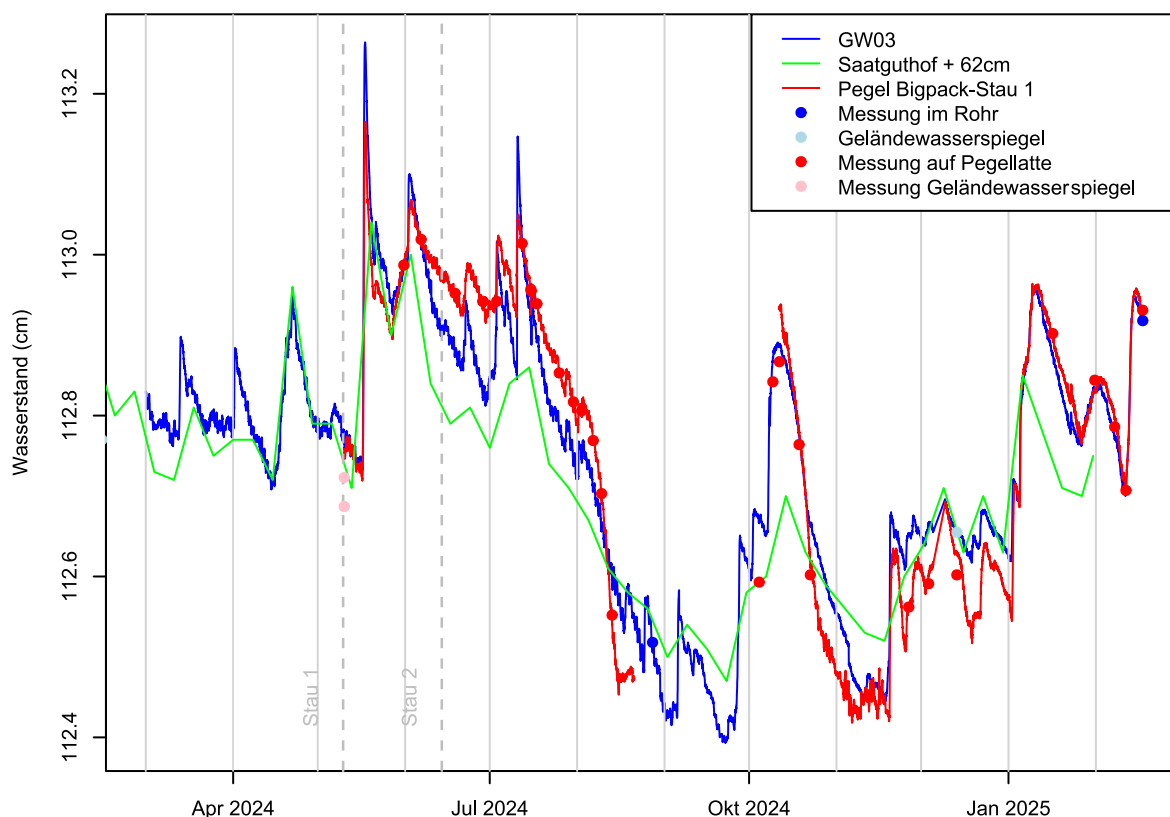


Abb. 42: Vergleich der Wasserstandganglinien benachbarter Grund- und Oberflächenmessstellen. Die Messlattenablesungen erfolgten als Kontrollen ab Ende Mai oberhalb Stau 1

Wesentliche Erkenntnis ist, dass der Stau eine Wirkung im Bereich weniger Dezimeter bewirkt und über etwa sechs bis acht Wochen abflussverzögernd wirksam ist. In der ersten Augustwoche 2024 war der Graben am Stau bereits wieder ganz trockengefallen. Somit ist mit der Maßnahme die gewünschte Reduktion des sommerlichen Abflusses erreicht, ein weitergehender Einstau aber aufgrund anderer Abflusswege an dieser Stelle nicht möglich. Der deutliche Stau effekt zeigt auch, dass Umläufigkeit, also das seitliche Umlaufen des Staus oder eine nennenswerte Unterströmung als Verlustquelle ausscheiden und eine solche einfache Maßnahme durchaus effizient ist. Die oben genannten Niederschläge bewirkten einen deutlichen Anstieg um kurzfristig über 40 cm über dem Anfangsniveau, so dass die Auswirkungen in der Fläche sehr gut beobachtet werden konnten. So konnte ein Einstau auf 113,16 m gemessen werden und das hohe Niveau über mehr als zwei Monate gehalten werden. Ende Juni wurde bereits eine Absenkung der Stauhöhe durch Herausnehmen eines seitlich eingebrachten kleinen Sandsackes durchgeführt und so ein deutlicher Abfluss produziert. Dennoch fiel erst ab der zweiten Julihälfte der Wasserstand dann kontinuierlich und mit beschleunigter Tendenz bis August, als Mitte des Monats der Graben trockenfiel.

7.1.3.2 Probestau 2

Die Modellierung des ersten Probestaus zeigte bereits, dass die Stauwurzel, also das obere Ende des Einstaus im ansteigenden Hauptgraben bei etwa 0+150 m, (s. Abb. 47), noch unterhalb/nördlich des Moores sein würde. Damit wäre eine Wirkung auf den Wasserstand des Grundwassers im Moorkörper nicht gegeben. Um diesen Vernässungseffekt als Sofortmaßnahme dennoch zu erreichen, war der baldige Einbau eines weiteren Staus näher am Moor erforderlich.

Technisch wurde wieder der inzwischen bewährte BigPack-Stau favorisiert. Als Standort kam nur eine vorhandene Grabenüberfahrt in Frage, an der der Stau am 14. Juni 2024 eingebaut wurde (Lage s. Abb. 47). Auch hier stand zum Einbauzeitpunkt noch Wasser und auch hier wurde eine Erhöhung des Wasserspiegels zeitnah beobachtet. Eine Pegellatte war hier schon zuvor installiert worden. Es wurde hier kein Logger direkt oberhalb des Staus eingebaut, da davon auszugehen war, dass der Wasserspiegel am vorhandenen Logger GW04 nahezu ausgespiegelt nachweisbar sein sollte.



Abb. 43: Einbau Stau 2 und fertiger Stau

7.1.3.2.1 Ergebnis Probestau 2

Die stauende Wirkung des Staus 2 war im Gelände unmittelbar nach Einbau sichtbar und deutlich anhaltend, insbesondere im August 2024 in der Ganglinie noch deutlicher sichtbar als bei Stau 1 (s. Abb. 44). Dieser Effekt scheint sich im gesamten Zeitraum danach sehr deutlich zu zeigen: die gelbe Linie liegt im Jahr 2025 nahezu dauerhaft deutlich höher als der grün dargestellte, nicht eingestaute Vergleichspegel Saatguthof.

Insgesamt kann für die beiden Probestaue eine positive Bilanz gezogen werden. Der Verschluss der Gräben ist weitgehend gelungen, auch wenn eine leichte Umläufigkeit bei beiden immer wieder feststellbar war. Eine Unterströmung der Staue wurde nicht festgestellt. Aufgrund des erheblichen Gewichtes des BigPacks wird davon ausgegangen, dass dieser Faktor keine wesentliche Rolle spielte.

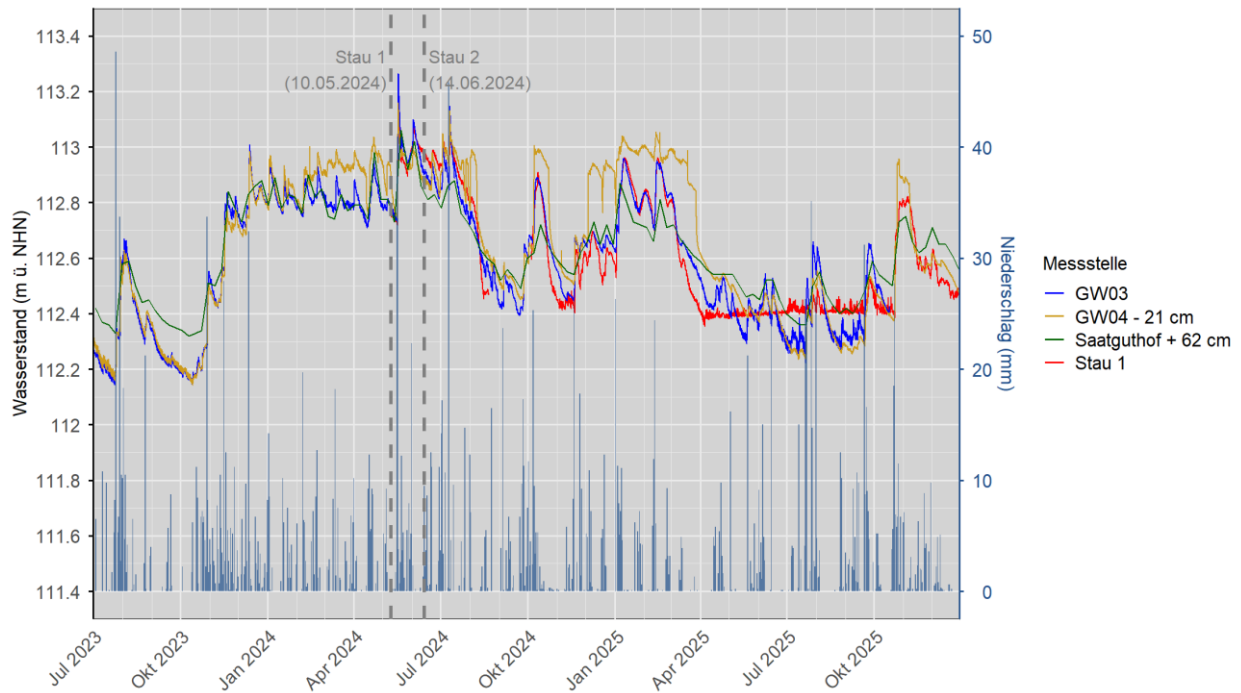


Abb. 44: Stauwirkung von Stau 2 an der Grundwassermessstelle GW04 (gelb), GW03 (blau) und Stau 1 (rot). Dargestellt ist auch der ungestaute Vergleichspegel Saatguthof (grün). Die Ganglinien sind höhenverschoben/übereinandergelegt, um die Veränderungen durch die Staue darzustellen

Die Maßnahme zeigt aber auch, dass ein dauerhafter Aufstau auch mit der vollständigen Abdichtung des Abzugsgrabens nicht möglich ist. Damit beantwortet sich die Frage nach der Bedeutung von Versickerung und Verdunstung, die letztlich die weiteren Senken für die Wassermengen sind und dementsprechend eine erhebliche Rolle spielen. Jedoch können die Anteile der beiden genannten Faktoren, insbesondere die Versickerung, nicht quantifiziert werden. In jedem Fall ist die *Verzögerung des Absinkens* des Grundwasserstandes das erwünschte positive Ergebnis, das immerhin fast drei Monate höhere Wasserstände ermöglichte. Hier ist zu berücksichtigen, dass diese Phase im Jahr 2024 relativ niederschlagsreich war, so dass eine Auffüllung mehrfach stattgefunden hat. Damit ist das sehr sommerfeuchte Jahr 2024 für die Bewertung des Einstaus nur bedingt geeignet. In trockeneren Jahren wird der Einstau schneller abklingen, aber dennoch einen wesentlichen Effekt zur Verkürzung der sommerlichen Trockenperiode beitragen.

7.1.3.3 Probestau 3

Als weitere Maßnahme wurde der Bau einer Spundwand nach der „Zuger Methode“ für den Einstau als *dauerhafte* Option des Grabenstaus im Bereich des Moorkörpers untersucht.

Hierzu wurden von einer holzverarbeitenden Firma in Baiersbronn Holzbohlen von 4 cm Stärke und 12 cm Breite bestellt, welche mit Nut und Feder versehen waren. Diese wurden mit einer schrägen Schneide am unteren Ende versehen (s. Abb. 36). Die Bretter wurden vor Ort in einen leicht vorgegrabenen Bodenschlitz gepresst und mit einem Hammer auf (zur Grabenoberkante) geländenahe Tiefe eingeschlagen. Zusätzlich wurden die Bretter mit horizontalen Bohlen beidseitig fixiert.



Abb. 45: Standort Holzstauwand vor der Umsetzung, im Bau und nach der Umsetzung

Der Einbau der Spundwand war für den Frühsommer 2024 geplant. Da sich aber die Lieferung der speziell gefrästen Nut- und Federblätter verzögerte, konnte diese Maßnahme bis zu Lieferung im November nicht umgesetzt werden. Zu dem Zeitpunkt waren die Wasserstände am Einbaustandort im winterlichen Normalzustand so hoch, dass ein Einbau wieder nicht möglich war. Dieser Zustand änderte sich bis zum Projektende nicht, so dass der Einbau der nun vorhandenen Staubretter in Abstimmung mit dem Regierungspräsidium erst im Juli 2025 erfolgte.

Um eine möglichst lange Standzeit der Spundwand zu erreichen, muss das Holz möglichst dauerhaft befeuchtet und eine wechselnde, temporäre Austrocknung sollte vermieden werden. Dazu wurde die Wand nach der Fertigstellung des Holzbaus mit einem Gemisch aus Sägespänen und Hackschnitzel (3:1) überschüttet. Außerdem dichtet das Gemisch aus Sägespänen und Hackschnitzeln die Spundwand zusätzlich ab. Wie der Abbildung zu entnehmen ist, ist durch die Beimengung von Bodenmaterial so die Spundwand im Gelände kaum zu erkennen. Auf eine höhere, über die Bodenoberfläche hinausreichende Bauweise wurde bewusst verzichtet, da diese aus den genannten Gründen der schnelleren Verwitterung preisgegeben wäre.

Ein Monitoring der Stauwirkung wird durch das Aueninstitut ggf. auch nach der Projektlaufzeit in Abstimmung mit dem Ref. 56 erfolgen.

7.1.3.4 Weitere Probestaumaßnahmen

Als weitere Maßnahme hat im sogenannten Deponiegraben (mittlerer Teil des Bruchwiesengrabens) an der Ostseite der Deponie während der Projektlaufzeit ein kleiner Einstau mit 30 l-Sandsäcken ein sommerliches *Mindestniveau* im Graben gehalten. Dies wurde nur in minimalem Umfang mit einer zweilagigen Schicht von Sandsäcken im Durchlassrohr an der NO-Ecke der Deponie durchgeführt. Auf einen effektiveren, höheren Einstau wurde hier verzichtet, da es seitens des Abfallwirtschaftsbetriebes, die die Deponie betreibt, Bedenken hinsichtlich eines Einstaus des Grabens bis an die Sohle des Deponiekörpers gab. Hierzu wurde im Landratsamt beim Abfallwirtschaftsbetrieb (Frau Krug) am 21.08.2024 eine gemeinsame Besprechung mit Sichtung der für die Deponie vorhandenen Pläne durchgeführt. Die Deponie gliedert sich in einen älteren westlichen Teil, der in den 1970er-Jahren als städtische Hausmülldeponie betrieben wurde, und einen neueren östlichen Teil. Letzterer diente als Bauschuttdeponie und grenzt an das Naturschutzgebiet. Derzeit wird die Deponie nicht beschickt. Soweit in der Dokumentation der Deponieaufbaus erkennbar war, befindet sich die Deponiesohle (Unterseite) sowohl im westlichen Bereich der ehemaligen Hausmülldeponie sowie auch im östlichen Bereich der Bauschuttdeponie über 113,0 m. Ein Einstau in und über dieser Höhe wurde von der Fachabteilung als kritisch betrachtet, da aufgrund der unklaren Sohlabdichtung der Deponie die Möglichkeit besteht, dass Schadstoffe aus dem Deponiekörper ins Grundwasser übertreten könnten.

Die aktuell noch bestehende Verlegung der Rohrsohle mit wenigen Sandsäcken führt zu einem Einstau auf höchstens 112,5 m und bleibt somit 0,5 m unter der potenziell kritisch gesehenen Sohlhöhe der Deponie (Abb. 46). Die Rohroberkante liegt auf 113,12 m, die Rohrsohle innen auf 112,03 m. Der Wasserstand wurde bis in den April 2026 mit einem Logger im aufgestauten Deponiegraben dokumentiert.



Abb. 46: Rohr Stau 3 'Deponieecke' mit flachem Verschluss aus Sandsäcken

7.1.4 Einzelstaumaßnahmen

Die zur Umsetzung der Staukonzeption vorgeschlagenen Einzelmaßnahmen werden in der folgenden Karte in der Lage dargestellt. Die dann folgende Tabelle listet die Maßnahmen auf und erläutert diese im Einzelnen, da für die meisten Einzelstandorte verschiedene Anmerkungen und Informationen zur Umsetzung vermittelt werden sollen.

Die Anzahl und Lage der einzurichtenden Grabenverschlüsse im Untersuchungsgebiet ergibt sich aus der sehr flachen Geländetopografie. Die Kammerung ist erforderlich, weil trotz des geringen Gefälles ein Stau über die gesamten Grabenstrecken oft nicht zu erreichen ist. Noch wichtiger ist, dass die Kammerung den Wasserstand in jedem Abschnitt entsprechend der dortigen Geländehöhe einstellt, während mit einem einzigen Grabenverschluss im Abstrom nur der dortige Wasserstand eingestellt werden kann und entsprechend dem aufwärts ansteigenden Gelände der relative Einstau mit zunehmendem Flurabstand immer geringer wird. Damit sind die Grabenverschluss-nahen Bereiche näher am Flurniveau eingestaut als die Grabenverschluss-fernen. Um einen gleichmäßigen Wasserstand im gesamten Gelände zu erreichen, sind deshalb meist mehrere Grabenverschlüsse erforderlich. Ein weiterer Grund ist, dass eventuelle seitliche Verluste in einzelnen Abschnitten, insbesondere im unteren Bereich, nicht auf die gesamte Fläche wirken sollen.

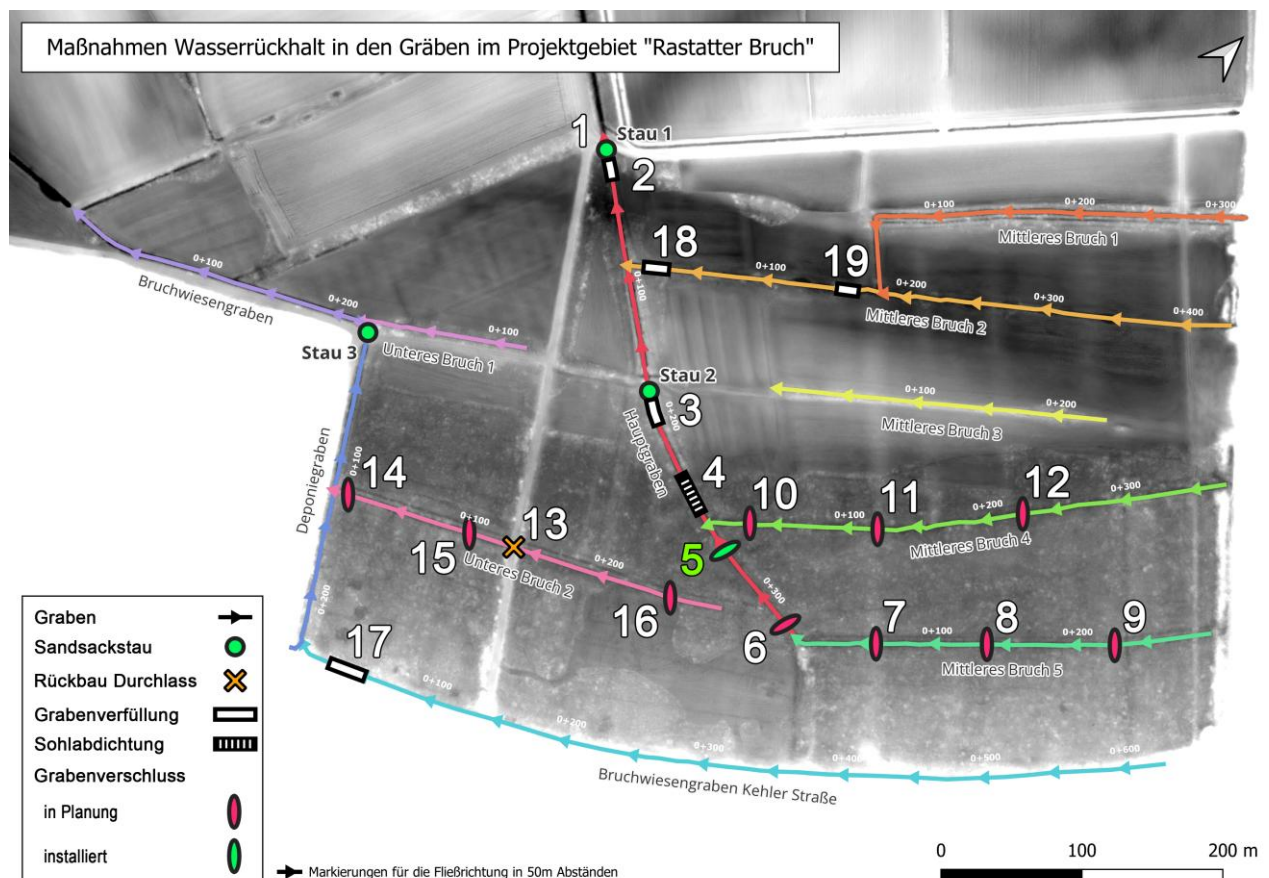


Abb. 47: Lage der Maßnahmen(-vorschläge) im Untersuchungsgebiet

Die Anzahl der Staue/Staukammern ist nicht strikt vorgegeben, da aufgrund des doch geringen Gefälles die Rückstaurecken recht lang sind. Je nach geplantem Mitteleinsatz werden Entfernungen von 75–100 m zwischen den einzelnen Stauen vorgeschlagen. Die genauen Standorte sollten vor Ort so ausgewählt werden, dass eine Zugänglichkeit ohne große Eingriffe hergestellt werden kann.

Tab. 11: Liste der Staumaßnahmen

Nr.	Bauweise	Graben
1	Messwehr	Hauptgraben, 0+000 m
2	Verfüllung	Hauptgraben, 0+010 m
3	Verfüllung	Hauptgraben, 0+175 m
4	Sohlabdichtung	Hauptgraben, 0+190 m
5	Grabenverschluss 1.1	Hauptgraben, 0+260 m
6	Grabenverschluss 1.2	Hauptgraben, 0+340 m
7	Grabenverschluss 2.1	Mittleres Bruch 5, 0+055 m
8	Grabenverschluss 2.2	Mittleres Bruch 5, 0+140 m
9	Grabenverschluss 2.3	Mittleres Bruch 5, 0+230 m
10	Grabenverschluss 3.1	Mittleres Bruch 4, 0+035 m
11	Grabenverschluss 3.2	Mittleres Bruch 4, 0+120 m
12	Grabenverschluss 3.3	Mittleres Bruch 4, 0+225 m
13	Rohrrückbau/ Verschluss	Unteres Bruch 2, 0+130 m
14	Grabenverschluss 4.1	Unteres Bruch 2, 0+005 m
15	Grabenverschluss 4.2	Unteres Bruch 2, 0+100 m
16	Grabenverschluss 4.3	Unteres Bruch 2, 0+250 m
17	Verfüllung	Bruchwiesengraben Kehler Straße, 0+015 m
18	Verfüllung	Mittleres Bruch 2 0+005 m
19	Verfüllung	Mittleres Bruch 2 0+150 m

Die „0+xx“-Grabenstationierung zählt jeweils vom Vorfluter-seitigen (unteren) Ende des Grabens

Anmerkungen zu den einzelnen Staustandorten

Nr. 1: Das Messwehr im Durchlassrohr unter der Straße ‚Im Rheinfeld‘ kann alternativ zu Nr. 2 eingesetzt werden. Für den technisch einfachen Einbau ist (bei niedrigem Spätsommerwasserstand) zuvor eine starke Weidenwurzel zu entfernen.

Es ist zu prüfen, ob der mit dem Messwehr erwünschte Anstau an den Wegdamm ein statisches Problem für die Straßengründung darstellt. Günstig wäre diese einfache Bauweise des Einstaus, da damit gleichzeitig eine Möglichkeit zur Abflussmessung an dieser Hauptabflussstelle des Gebietes möglich würde.

Als höchstes Einstauziel wurde eine Höhe von 113,0 m ü. NHN im Projekt festgelegt und im Probestau getestet. In dieser Höhe sollte die Wehrschneide sich befinden. Sollten noch größere Wassermengen anfallen, was insbesondere bei der Umsetzung der weiteren Maßnahmen kaum zu erwarten ist, ist ein weiterer Durchfluss über die Wehrschneide ohne weiteres möglich.

Nr. 2: Diese Verfüllung staut etwa an der gleichen zentralen Stelle wie das als Alternative zu dieser Maßnahme sinnvolle Messwehr Nr. 1. Die Verfüllung wäre insbesondere für den Fall geeignet, wenn der Einstau am Durchlass/am Wegedamm nicht erwünscht ist. Eine der beiden Maßnahmen sollte mittelfristig den dort im Projekt eingebauten Sandsackstau ersetzen. Dieser

wird nach einer gewissen Zeit aufgrund von Materialermüdung des Gewebesackes instabil werden und kann dann nicht mehr mit dem Kran ausgehoben werden. Dies sollte noch im Jahr 2026 oder 2027 bei beiden Sandsackstauen erfolgen.

Nr. 3: Diese Verfüllung sollte bald den im Projekt eingebauten Sandsackstau ersetzen

Nr. 4: s. Kap. 7.1.5 zur Grabenversickerung

Nr. 5: Grabenverschluss nach Zuger Methode 1.1: Diese Maßnahme wurde bereits im Projekt umgesetzt (s. Kap. 7.1.3.3)

Nr. 6: Grabenverschluss nach Zuger Methode 1.2: Dieser zweite Verschluss im Hauptgraben auf dem Moorkörper sollte ca. 50 m südlich von Stau 1.1 eingebracht werden. Ein Zugang ist am besten über die Nasswiese an der Kehler Straße möglich.

Nr. 7.–9. Grabenverschlüsse nach Zuger Methode 2.1.–2.3: Diese weiteren Grabenverschlüsse sollten im weiteren Verlauf des nach Nordosten vom Hauptgraben abknickenden Graben „Mittleres Bruch 5“ eingebaut werden. 2.1. sollte unterhalb der Einmündung des am Ostrand der Wiese Kehler Straße verlaufenden, teils nur noch schwer erkennbaren Grabens positioniert werden. Ein Zugang ist entlang des Ostrandes des dortigen Schilfriedes herzustellen. Des Weiteren können zwei oder drei weitere Grabenverschlüsse etwa alle 50–75 m in diesen Graben gebaut werden. Aufgrund der schwierigen Zugänglichkeit durch den Feuchtwald ist eine Reduktion auf zwei weitere Grabenverschlüsse denkbar. Diese Anzahl sollte jedoch nicht unterschritten werden, wenn eine funktionale Retention erreicht werden soll.

Nr. 10: Weitere Grabenverschlüsse sollten im Graben südöstlich entlang der großen Wiese im Grauweidenwald angelegt werden. Grabenverschluss nach Zuger Methode 3.1. sollte direkt östlich des Zusammenflusses mit dem Hauptgraben erfolgen. Ein Zugang ist über die große Wiese möglich und führt auch zum existierenden Grabenverschluss 1.1

Nr. 11 und 12: ein oder zwei weitere Grabenverschlüsse nach Zuger Methode (3.2 und 3.3) sollten in Abständen von 50–75 m in diesen Graben eingebaut werden. Als Zugang ist das Schaffen einer kleinen Schneise durch den in die Wiese vordringenden Schilf-Grauweidenbestand erforderlich. Diesen zurückzudrängen ist ohnehin eine sinnvolle Maßnahme, so dass der Eingriff hierfür als nicht erheblich eingeschätzt wird.

Nr. 13: Der Weg von der Eingangsschranke des NSGs am Knick der Straße ‚Im Rheinfeld‘ zum Hochufer trennt etwa 120 m vor dem Hochufer zwei als Amphibientümpel kürzlich erweiterte Kleingewässer. Diese sind unter dem Weg durch einen zerbrochenen Betondurchlass verbunden. Dieser führt zeitweilig deutlich Wasser nach Nordosten ab und sollte deshalb verschlossen werden. Sinnvoll wäre eine Entfernung der Betonteile und ein einfaches Verfüllen mit Wiederherstellung der Schotterwegeoberfläche. Zuvor ist zu überprüfen, inwieweit anderweitige Leitungen entlang des Weges eingelassen sind.

Nr. 14: Der südwestliche Teil des noch vorhandenen Moorkörpers, hier als ‚Unteres Bruch‘ bezeichnet, wird erkennbar stark nach Südwesten in den ‚Deponiegraben‘ und nach Nordosten in Richtung der im vorigen Abschnitt beschriebenen Amphibientümpel entwässert. Gegen den Letztgenannten wird der Verschluss des Wegedurchlasses (Nr. 13) Abhilfe schaffen. Der Abfluss zum Deponiegraben ist durch einen weiteren Grabenverschluss nach Zuger Methode zu unterbinden. Dieser sollte 5–10 m von der Einmündung in den Deponiegraben gebaut werden. Der Zugang ist vom Weg entlang der Deponie über den Deponiegraben herüber gut möglich.

Nr. 15 und 16: Im gleichen Graben im ‚Unteren Bruch 2‘ sollten noch ein oder besser zwei weitere Grabenverschlüsse nach Zuger Methode für eine effektive Kammerung des Grabens eingebaut werden. Diese sollten ca. 50 m vom Deponiegraben (und ein weiterer ggf. 50 m von Nr. 13) positioniert werden.

Nr. 17: Der Graben unterhalb des Hochufers an der Kehler Straße sammelt bisher die vom Hochufer oberflächennah oder oberflächlich (von der Bundesstraße) anströmenden Wässer sowie überlaufende Starkregenwässer aus einem Stauraumkanal östlich der Oberwaldstraße und soll diese über den Bruchwiesengraben in den Riedkanal abführen. (Die Abfuhr von Trennkanalwasser aus der Stadt ist lt. Aland (1991) damals mit bis zu 1,43 m³/s genehmigt). Diese Funktion führte der Graben im Verlauf der Projektlaufzeit zu keiner Zeit aus – es wurde nie abströmendes Wasser festgestellt. Auch in dem genannten Gutachten wird der Graben als dauerhaft trocken genannt. Der Graben hat über die gesamte Länge nahezu kein Gefälle, sondern nur lokale, durch Sedimente verursachte Sohlhöenschwankungen weniger Dezimeter. (s. Abb. 48). Es ist damit zu rechnen, dass alle Wassermengen, die in den Graben kommen, über die ganze Grabenlänge lateral nach Nordwesten in das Bruch versickern.

Da von einer gravierenden Schadstoffbelastung neu hinzukommender Oberflächenwässer aktuell nicht ausgegangen wird, wird dies derzeit als unkritisch bewertet. Die im Rahmen dieser Studie gefundenen signifikanten Schadstoffbelastungen in den Sedimenten des Grabens (s. Kap. 6.2) werden dabei als historische Belastungen interpretiert und dürften im lateralen Abstrom kaum eine Rolle spielen. Dies vor allem, da es sich bei den festgestellten PAK-Kontaminationen um weitgehend partikulär gebundene Schadstoffe handelt, die zwar mit dem Oberflächenwasser verspült, aber kaum durch den Bodenkörper verlagert werden. Dagegen ist der Zufluss von Wasser in das Moor hier willkommen, wenn auch die Mengen im aktuellen Zustand nur in sehr nassen Phasen relevant sein dürften.

Im Rahmen der Vernässungsmaßnahmen für das Rastatter Bruch kann mittel- bis langfristig über diesen Graben die Versorgung des Moores mit externem, aufbereitetem Wasser erfolgen. Damit ein Abfluss in Richtung Südwesten (->Deponiegraben->Bruchwiesengraben) nicht erfolgt, sollte dieser Graben etwa 10–20 m südöstlich des Zusammenflusses mit dem Deponiegraben („Zufluss Merzeau“) durch eine Verfüllung verschlossen werden (s. Abb. 47). Im Rahmen einer späteren Umsetzung der Zuleitung von Fremdwasser ist eine Neuplanung in diesem Bereich ohnehin erforderlich. Bis dahin können so weitere Wasserverluste in den Bruchwiesengraben vermieden werden. Der Zugang zu diesem Graben ist auf der gesamten Länge vom Fahrweg unten am Hochufer leicht möglich.

Nr. 18/19 Der Graben „Mittleres Bruch 2“ durchzieht das anthropogen überdeckte Niedermoor. Im Bereich der Einmündung in den Hauptgraben sollte eine Verfüllung mit bindigem mineralischem Boden erfolgen. Aufgrund der bereits in der Vergangenheit erfolgten Einbringung mineralischen Materials kann auch an Standort 19 eine Verfüllung des Grabens in Betracht gezogen werden. Das hierfür erforderliche Material könnte gegebenenfalls der überdeckten Fläche entnommen werden. Dadurch ließen sich zugleich vertiefte Bereiche und somit eine mögliche Amphibienhabitatfläche schaffen und ein Teil des ursprünglich vorhandenen Niedermoores wieder freilegen. Dies würde zudem die Möglichkeit eröffnen, die Entwicklung der freigelegten Fläche nach der Wiedervernässung zu beobachten. Alternativ ist ein Verschluss des Grabens nach der Zuger Methode möglich.

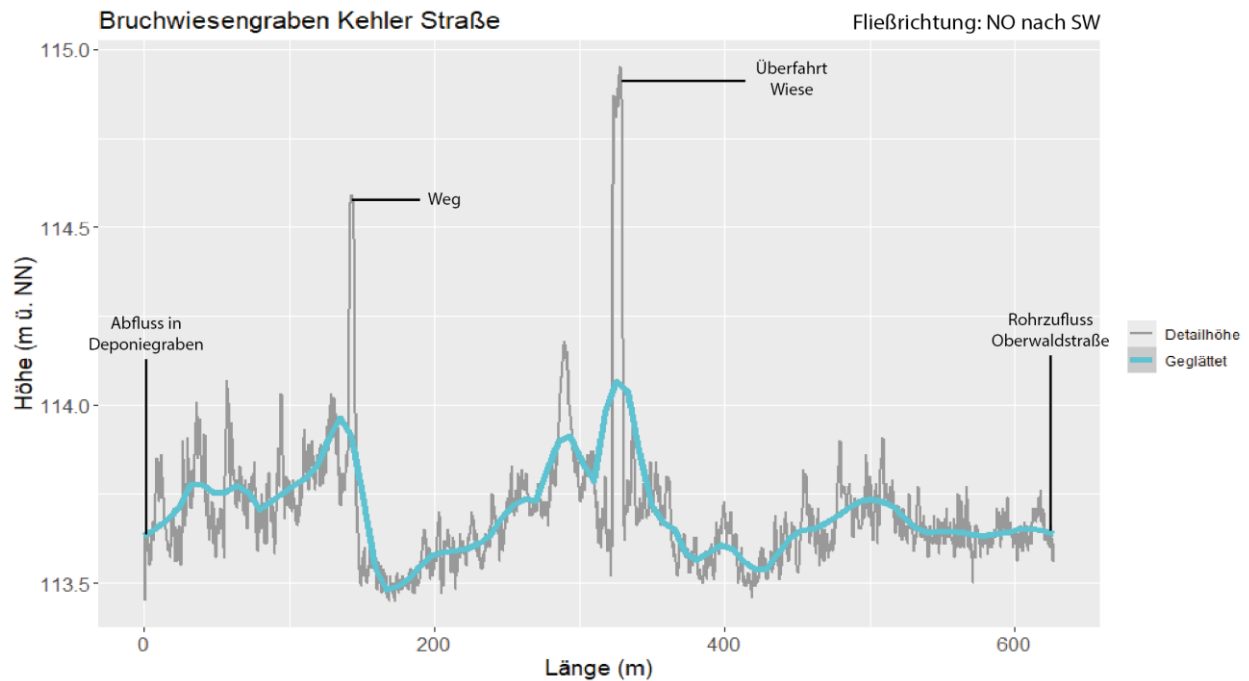


Abb. 48: Profil des Grabens Kehler Straße unten am Hochufer

7.1.5 Vermeidung von Versickerung im Hauptgraben

Eine ergänzende Maßnahme zur Wasserhaltung im NSG ist die Sohlabdichtung im Hauptgraben. Im Verlauf des Projektes war zu beobachten, dass Wasser, welches im Hauptgraben (bei etwa 0+250 m) aus dem Moor fließt, auf der Strecke zwischen dem Moorkörper (Nahe der südlichen Ecke der großen Wiese) und dem Stau 2 in der Grabensohle versickert. An dieser Stelle scheint die Stauschicht durchbrochen zu sein. Die Abdichtung der Grabensohle an dieser Stelle ist deshalb eine angezeigte Maßnahme. Vorgeschlagen wird eine Erkundung des Bodenaufbaus zur Feststellung, wie weit die durchlässige Zone entlang des Grabens verläuft und wie viel Material zunächst als Säuberung der Sohle von durchlässigem, organischen Material abgetragen werden muss. Als Maßnahme wird eine Abdichtung der gereinigten Grabensohle durch eine Bentonitmatte mit natürlichem Geotextil oder alternativ durch den Einbau einer 10 bis 20 cm mächtigen Lage aus bindigem Material vorgeschlagen. Dies könnte im Spätsommer manuell oder durch einen Minibagger erfolgen, der am Standort Stau 2 mit einem Kran in den Graben gesetzt werden kann. Weitere Versickerungsstellen sind im Lauf des Projektes nicht aufgefallen. Diese zeigen aber sehr gut, dass ein unkalkulierbarer Anteil des lokalen Wasseraufkommens vertikal in die Tiefe verschwindet und damit dem Gebietswasserhaushalt nicht zur Verfügung steht.

7.1.6 Externe Auswirkung des Grabenverschlusses

Die Reduzierung der Entwässerung des Naturschutzgebietes ist die schnellste und grundlegendste Maßnahme zur Verbesserung des Wasserhaushaltes im Gebiet. Diese bewirkt v.a. die Anhebung der sommerlichen Grundwasserstände durch Rückhalt des Frühjahrsabflusses. Der im Projekt erprobte Einstau Nr. 1 an der Straße ‚Im Rheinfeld‘ liegt nahe der landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen nordwestlich der Straße. Deshalb gab es

Bedenken, dass aus einer effizienten Anhebung des Grundwasserstandes eine Beeinträchtigung des Landbaus durch Vernässung der Ackerflächen resultieren könnte.

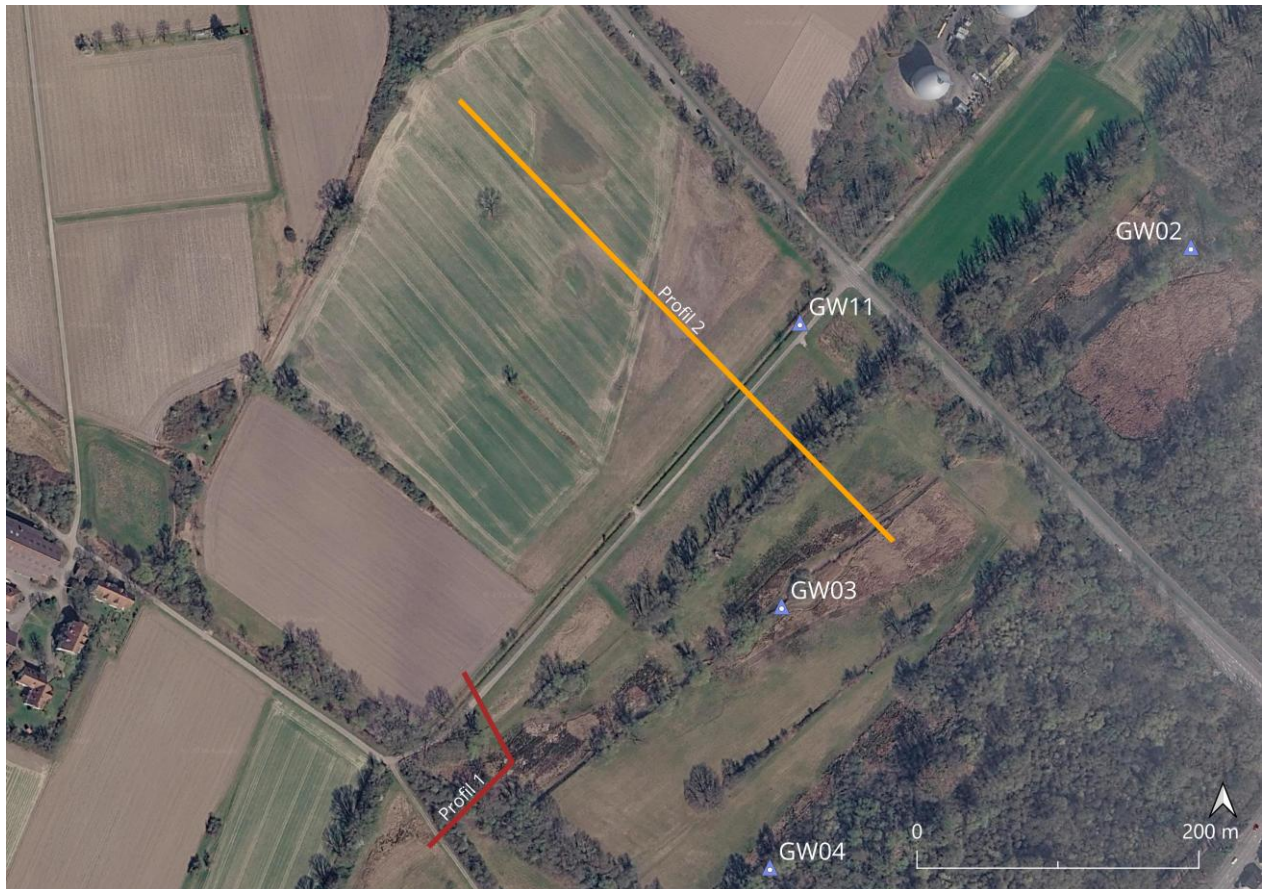


Abb. 49: Übersicht zu den folgenden Profillinien und umliegenden Grundwassermessstellen

Um dies zu untersuchen, können die Probestaumaßnahmen des Projektes ausgewertet werden, insbesondere der Projektstau 1 am Durchlass der Straße ‚Im Rheinfeld‘. Die naturschutzfachlich maximal sinnvolle Einstauhöhe beträgt hier 113,0 m ü. NHN. Die Überstauung der Flächen im Zuge eines Verschlusses des Hauptgrabens wurde zuvor im Modell berechnet und nachfolgend in der Staupraxis bestätigt (s. Kap. 7.1.3.1). Beim Probееinstau im Mai/Juni 2024 auf 113,0 m ü. NHN wurde die lange Feuchtwiese in Richtung Oberwaldstraße im Untersuchungsgebiet fast bis an den landwirtschaftlichen Weg südlich der Oberwaldstraße flach eingestaut, genauso, wie es das Modell vorher dargestellt hatte (s. Abb. 39). In den Geländeprofilen (Abb. 50 f.) sind die Höhenverhältnisse gut erkennbar. Der südlich an der Zufahrtstraße (‚Im Rheinfeld‘) gelegene Brachacker ist einige Dezimeter höher gelegen auf 113,3–113,5 m ü. NHN und wurde deshalb an keiner Stelle überstaut.

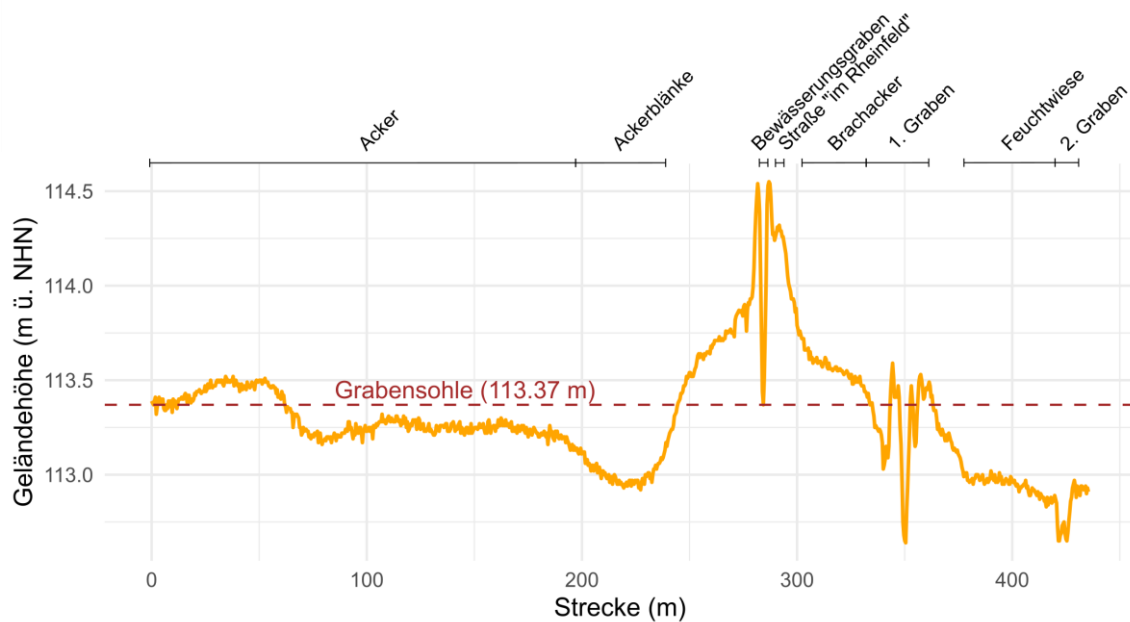


Abb. 50: Geländeprofil über den Acker 'Im Rheinfeld' nach Südosten (ca. 80 m SW der Oberwaldstraße)

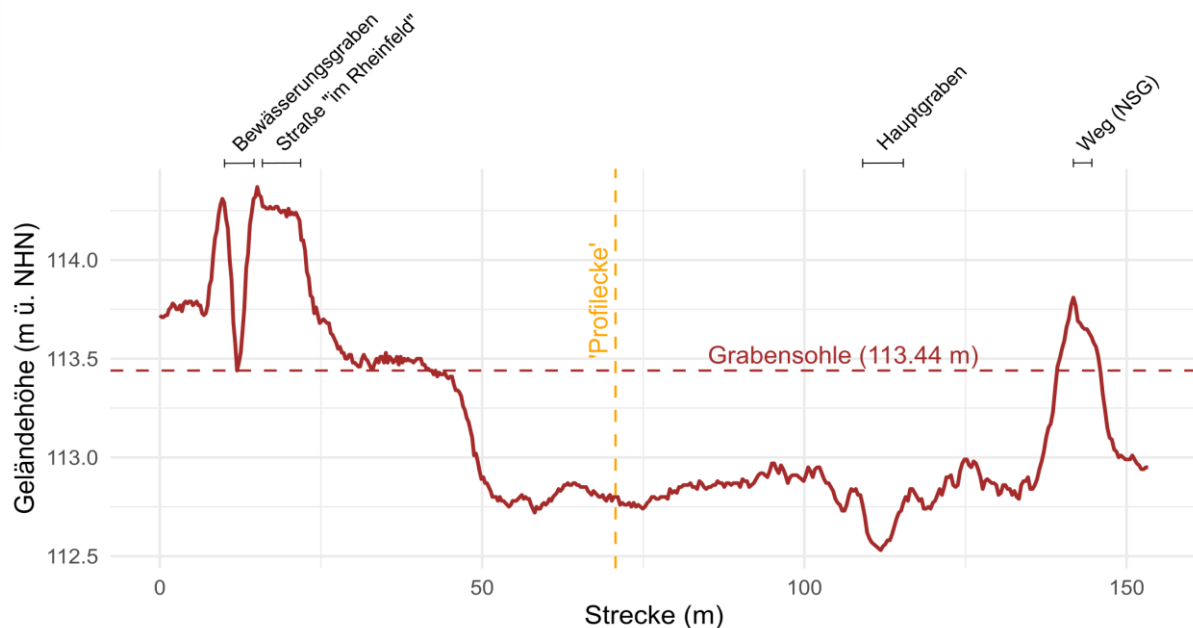


Abb. 51: (Geknicktes) Geländeprofil vom Acker "im Rheinfeld" über den Hauptgraben bis zum Weg in das Naturschutzgebiet

Die angrenzende Straße ‚Im Rheinfeld‘ liegt auf 114,25 m ü. NHN. Der entlang der Grenzlinie von Ackerflächen und Naturschutzgebiet verlaufende Bewässerungsgraben an der Straße hat eine Sohlhöhe von 113,4 m und hat über die gesamte Projektlaufzeit seit 2023 nicht ein einziges Mal Wasser geführt. Der Acker hat eine Geländehöhe von 113,20–113,30 m, die große „Winterblänke“ im Osten reicht auf etwas unter 113,0 m, die kleine Senke im westlichen Ackerteil liegt bei 113,10 m. Zur Kontrolle des Grundwasserstandes wurde in diesem Graben seit November 2023 eine Messstelle (GW11) betrieben, die in dem sehr nassen Zeitraum Grundwasserstände (alle unter Grabensohle) von 112,06–113,23 m gemessen hat. Damit lag der Grundwasserspiegel auch im sehr nassen Jahr 2024 noch 20 cm unter der Grabensohle.

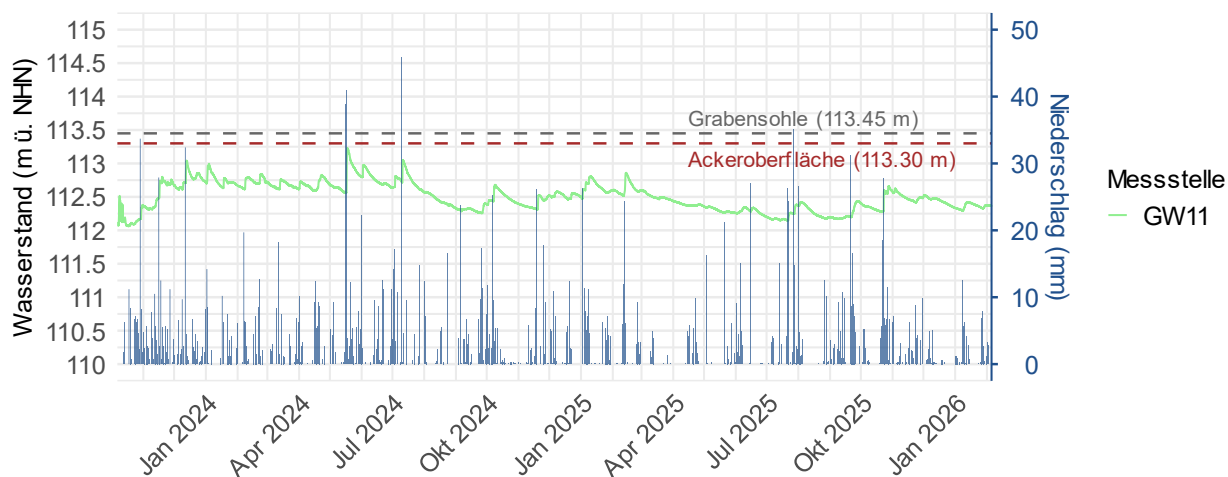


Abb. 52: Grundwasserganglinie an Messstelle 11

Eine Anhebung der Grundwasserstände im Probegebiet durch den Probeeinstau seit Mai 2024 konnte nur indirekt über die gemessenen Grabenwasserstände nachgewiesen und nicht genau quantifiziert werden, da ein größeres Regenereignis unmittelbar danach den Grundwasserstand im gesamten Raum stark erhöhte. Die Anhebung im Jahr 2024 lag aber im Bereich von ein bis zwei Dezimetern und hielt nur über einen Zeitraum von Mai bis Ende Juli an, wobei im Juli schon eine deutliche Absenkung gemessen wurde (s. Kap. 7.1.3.1.1).

Damit bewirkt der aktive Stau im Hauptgraben die wichtige *Reduzierung des Frühjahrsabflusses* aus dem Naturschutzgebiet, aber nur eine wenige Dezimeter umfassende und zeitlich begrenzte Anhebung des Grundwasserstandes. Dieser erreicht an keiner Stelle eine Überstauung von Ackerflächen, nicht auf dem Brachacker südöstlich der Rheinfeldstraße und noch weniger auf den etwas höheren Ackerflächen nordwestlich der Straße. Ein Grundwasserflurabstand von 50 cm wird hier auch im feuchten Jahr 2024 nicht überschritten.

Die in der Nähe der Oberwaldstraße zu beobachtenden winterlichen Überstauungen der Ackerflächen für die Grundwasserstände von 113,0 und 113,20 m sind in Abb. 53 in der Fläche dargestellt. Grundwasserstände, die die Sohlhöhe der Mulde von 113,0 m übersteigen, wurden an knapp 8 Tagen erreicht. Nur an einem Tag im Mai 2024 wurde der Grundwasserstand 113,20 m erreicht, der der maximalen Ausdehnung der Blänke entsprechen sollte. Der Wasserspiegel der Blänke ist aber keine Auffüllung aus von Osten zuströmendem Grundwasser, sondern vor allem Niederschlagswasser, welches auch in anderen Teilen der Ackerfläche nach Regenereignissen zu beobachten ist. Dieses läuft hier aufgrund der breiten Muldenlage zusammen und kann durch den verdichteten Ackerboden mit feinkörnigem Substrat nur langsam versickern (oder verdunsten).

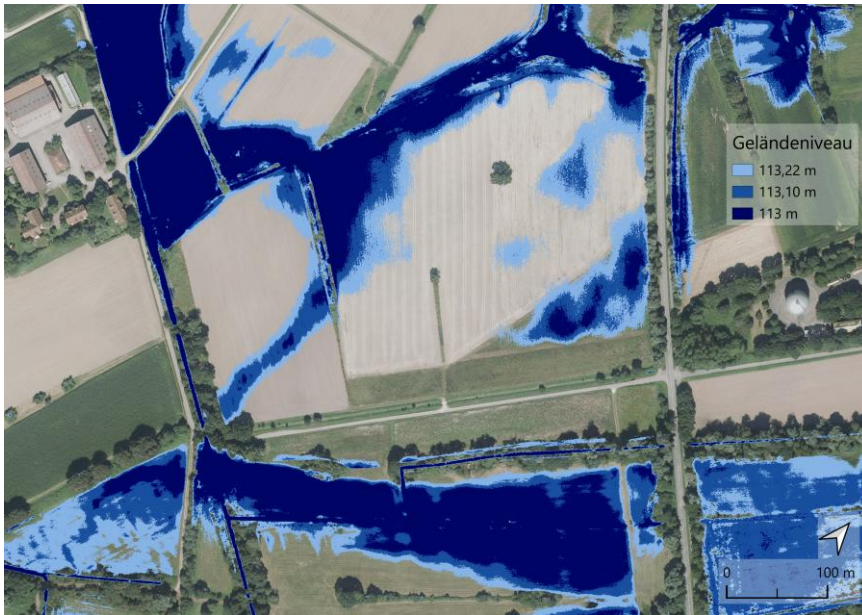


Abb. 53: Geländenniveau 113,0 bis 113,2 m ü. NHN im Ackerbereich und Umfeld

In Zukunft sollte nach Entwicklung des Merzeaugeländes und Nutzbarmachung der Regenabwässer für die Stützung des Wasserhaushaltes im Moor des Rastatter Bruches ein Anstieg des mittleren Grundwasserspiegels auf ein Moor-erhaltendes Niveau erfolgen. Diese Flächen liegen aber so weit von den Ackerflächen entfernt, dass selbst bei dortigen Anstiegen um 3–6 dm (sehr weitgehende Schätzung) erhebliche negative Auswirkungen im Ackerbereich nicht zu erwarten sind. Eine Vernässung des Moores, welches nach unten durch eine mächtige Mudde abgedichtet ist, wird – wenn überhaupt – nur in abgeschwächter Form die nordwestlich angrenzenden Wiesen erreichen, da die horizontale Ausbreitung durch die Undurchlässigkeit der Mudde beeinträchtigt ist. Eine Ausbreitung der Vernässung in Richtung der Ackerflächen nach Südwesten wird durch die größere Entfernung weiter abgeschwächt. Die Stärke dieses Effekts sollte zukünftig durch weitere Grundwassermessungen kontrolliert werden.

Zu berücksichtigen ist, dass eine Stützung des Grundwasserniveaus im Ackerbereich angesichts allgemein sinkender Grundwasserneubildungsraten und ansteigender Verdunstung auch eine bewirtschaftungssichernde Maßnahme ist.

8 Weitere Maßnahmen

8.1 Maßnahme Vermeidung von Bodenschäden

Als wesentliche und vermeidbare Beeinträchtigung der Schutzgüter Vegetation und Moorkörper werden die Bodenschäden und Bodenverdichtung durch Befahren der Flächen gesehen. Jede Verdichtung des Bodens sollte nach Möglichkeit vermieden werden. Die durch das Gebiet führenden Wegetrassen sind bereits hochverdichtete Wälle, insbesondere im Moorbereich, die den Wasserhaushalt deutlich beeinflussen, aber kaum veränderbar sind.

Dagegen sind Schäden im Rahmen der Pflegemaßnahmen, v.a. der Mahd und Flächenräumung nach Möglichkeit zu minimieren. So wurden in der Projektlaufzeit Fahrspuren von Traktoren beobachtet, die den (vererdeten) Moorboden tiefgründig aufwühlen. Dies geschieht offenbar bei der Beseitigung von auf die Wiese umgestürzten Silberweiden als auch durch Mahdarbeiten auf zu feuchtem Grund. Es wird weiterhin vorgeschlagen, die Mahdarbeiten mit kleinerem, leichterem Gerät durchzuführen. Auch wenn dies schwieriger umzusetzen ist, bleibt die Nutzung schwerer Maschinen ein vermeidbarer Eingriff. Insbesondere auf dem Moorkörper sollte auf den Einsatz schwerer Maschinen verzichtet werden, da die durch die langjährige Entwässerung bereits fortschreitende Mineralisierung und Sackung des Torfkörpers dadurch zusätzlich begünstigt werden können. Für die westlich gelegenen Wiesenflächen ist der Einsatz schwerer Maschinen hingegen weniger problematisch, da diese überwiegend auf mineralischen Böden liegen, die eine höhere Tragfähigkeit und eine geringere Verdichtungsgefährdung aufweisen. Ausgenommen sind der östliche Randbereich zum Weidenwald sowie das zentrale Seggenried, in denen anmoorige Bereiche beziehungsweise ein überdecktes Niedermoor vorkommen.



Abb. 54: Fahrspuren durch schwere Fahrzeuge – Fahren bei nassen Bodenbedingungen führt im Gebiet immer wieder zu vermeidbaren Bodenschäden besonders der organischen Böden

Die Verwendung leichterer Maschinen zur Flächenpflege ist ein logistisches Problem, da die verfügbaren Betriebe im Rahmen der allgemeinen Entwicklung zu größeren Maschinen diese nicht mehr im Bestand haben. Da das hier angesprochene Problem ein weit verbreitetes ist und die Pflegequalität einen wesentlichen Erfolgsfaktor für den Erhalt der Böden darstellt, wird vorgeschlagen, Lösungen wie die Beschaffung leichterer Mäh- und Räumtechnik finanziell zu fördern. Dies ist u. U. in Nutzungsverbünden oder auch über das Regierungspräsidium selbst realisierbar. Möglicherweise stehen auch Fördertöpfe wie die PALU-Richtlinie des Bundes dafür zur Verfügung.

8.2 Entwicklung Bruchwiesengraben

Der Bruchwiesengraben ist neben dem im Projekt sogenannten Hauptgraben der zweite Vorfluter des Untersuchungsgebietes und leitet die für den Gebietswasserhaushalt wichtigen Wassermengen des Siedlungsoberflächenwassers aus dem südlichen Stadtgebiet entlang und durch das Gebiet. Ihm kommt demnach sowohl für die potenziell zusätzliche Wasserversorgung (s. Kap. 5) als auch als naturräumlich wichtiger Wasserlauf eine besondere Bedeutung zu. Deshalb soll der Entwicklung dieses Bereiches auch in Hinblick auf zukünftige Managementmaßnahmen zur Entwicklung des Naturschutzgebietes ein separater Abschnitt gewidmet werden. Der Graben hat historisch einmal Wasser aus dem Oosbach empfangen und wurde wie auch andere Gräben zur Be- und Entwässerung des Gebietes genutzt (Aland 1991). Alle in diesem Abschnitt genannten Flächen des Bruchwiesengrabens sind im Besitz der Stadt Rastatt.

In seinem oberen Abschnitt (**Abschnitt 1**, s. Abb. 55) unten entlang des Hochufers an der Kehler Straße wurde dieser Graben schon früher als oft ausgetrocknet beschrieben (Aland 1991), ein Zustand der auch in den trockeneren Jahren der Projektlaufzeit vielfach, in den feuchteren Jahren 2024 und 2025 nur abschnittsweise anzutreffen war. Der nachfolgende **Abschnitt 2** entlang der Bauschuttdeponie ist mit Beton-Halbschalen komplett befestigt, was unter einer weithin ein bis drei Dezimeter mächtigen organischen Sedimentschicht kaum erkennbar ist. Zur Schadstoffbelastung dieser Sedimente s. Kap. 6.2 in diesem Bericht.

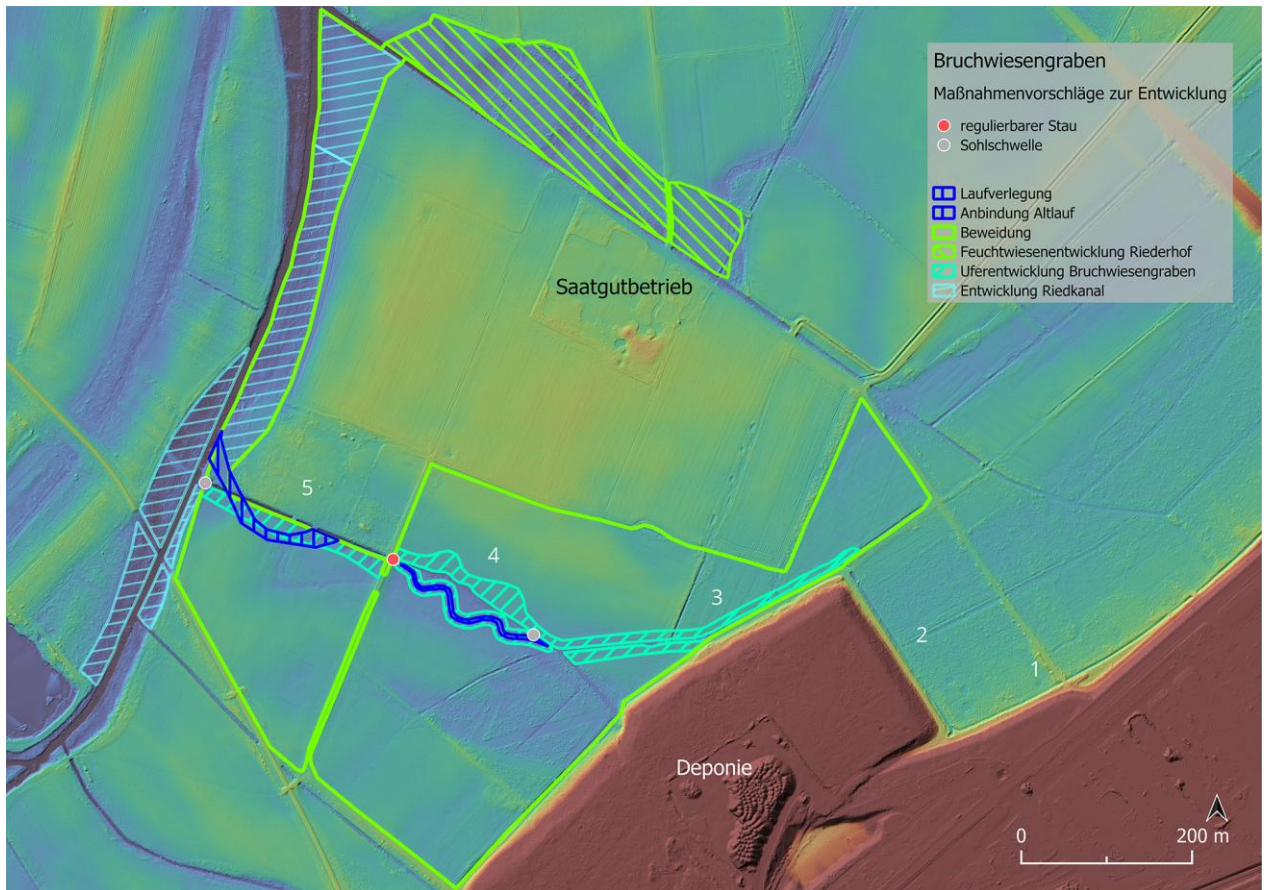


Abb. 55: Maßnahmenkarte Bruchwiesengraben. Erläuterungen s. Kap. Entwicklung Bruchwiesengraben

Im aktuellen Zustand ist der weitere Verlauf ab der nördlichen Ecke der Bauschuttdeponie etwas weniger beeinträchtigt (Abschnitt 3). Zwar ist das Abflussprofil des Grabens in diesem Abschnitt noch sehr monoton trapezförmig, aber die extensive Grabenpflege hat schon zu Zeiten des Aland-Gutachtens eine Sumpfschilfsohle entstehen lassen sowie im weiteren Verlauf stellenweise Hochstaudenvegetation an den Bermen. Ein noch etwas flacheres Grabenprofil findet sich ab dem letzten Knick des Grabens in Richtung Riedkanal (Abschnitt 4). Besonders auf dem hier folgenden Abschnitt bis zum Durchlass am landwirtschaftlichen Weg finden sich schon leicht aufgelöste Uferstrukturen und großes Potenzial zu Gewässerrevitalisierung in das beidseitig angrenzende Grünland. Der letzte Abschnitt (5) vom Weg bis zum Riedkanal ist wieder stärker eingetieft, grenzt aber linksufrig an etwas tieferliegendes Feuchtgrünland und kann mit diesem besser vernetzt werden. Im Folgenden werden Revitalisierungsmaßnahmen für den Bruchwiesengraben für die einzelnen Abschnitte gegeben, die in Abb. 55 in der Fläche dargestellt sind.

Abschnitt 3 („Sumpfschilfgraben“ entlang der Deponie): eine Abflachung des Ufers (ca. 1:10) nach Nordwesten sollte die Vernetzung mit der Wiese über einen breiten Feuchtgradienten herstellen. Die entstehenden Hochstauden- und Schilfgesellschaften sollten in mehrjährigen Abständen möglichst abschnittsweise gemäht werden. Die damit erzielte Vergrößerung des Abflussprofils kann den Abfluss auch größerer Starkregenereignisse zukünftig abführen, ohne dass starke Grabenmäh- und Entkrautungsmaßnahmen erforderlich sind. Bereits Aland 1991 stellt hier einen „desolaten Zustand“ der Ufergehölze fest. Die Pflanzung von beschattenden Gehölzen in unregelmäßiger Folge v.a. entlang des Deponie-seitigen Ufers wird empfohlen. Vereinzelt können auch auf der

rechtsufrigen Seite kleine Gehölzinseln entwickelt werden, die aber die Mahd in mehrjährigem Rhythmus zumindest für die Hälfte des Gewässerabschnittes zulassen sollte. Für die letzten ca. 100 m des von der Deponie abzweigenden Gewässerteiles sollte die Abflachung beidseitig angelegt werden.

Abschnitt 4: Die im Geländemodell deutlich erkennbare breite Niederung in die linksufrig angrenzende Wiese ist auch im Gelände an der Feuchtwiesenvegetation erkennbar. Dieser Bereich sollte am stärksten für die Vernetzung mit dem Gewässer genutzt werden. Hier gäbe es die Variante einer breiten Abflachung des Ufers, die etwas weniger stark auch an der rechtsufrigen Wiese vorgeschlagen wird.

Als Variante könnten die Abflachungen undulierend, also kontinuierlich mit unterschiedlicher Neigung und Breite ausgeführt werden.

Auf der südlichen, linksufrigen Wiese ist auch eine Verschwenkung des Gewässerlaufes möglich. Dabei muss der vorhandene geradlinige Verlauf nicht verfüllt werden, sondern kann als Abflussrinne für höchste Abflüsse offen bleiben. Es sollte am Beginn der „Ausleitung“ jedoch eine Schwelle, ggf. ist schon ein starker Raubaum ausreichend, eingebaut werden, damit der Hauptstrom dauerhaft den neuen Lauf freihält. Von einer starken Erosion ist aber in diesem Graben zu keiner Zeit auszugehen. Auch bei einer Verschwenkung des Grabens in dieser Wiese sollte die Wiesenfläche stellenweise noch etwas abgesenkt werden, um flächenhaft nasse Habitate zu entwickeln. Um eine optimale Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes zu erreichen, sollte das Abflussniveau des Bruchwiesengrabens durch das Schaffen einer regulierbaren Staueinrichtung am Durchlass durch den landwirtschaftlichen Weg angehoben werden. Dieser Wasserrückhalt erhöht die Trockenheitsresilienz des Feuchtgebietes und fördert zudem die Grundwasserneubildung durch Vergrößerung der Versickerungsfläche.

Die Abflachungen des vorhandenen Grabenufers sollten besonders in Abschnitten mit zeitlichem Abstand von mindestens einem Jahr, am besten in mehreren kleinen Abschnitten erfolgen, um den dort siedelnden Organismenpopulationen ein Fortdauern zu ermöglichen.

Abschnitt 5 westlich des Durchlasses (der mit einer regulierbaren Staueinrichtung ausgerüstet werden könnte) und des landwirtschaftlichen Weges ist besonders gegen die Nordseite stark eingetieft. Die südlich angrenzende Hinterwälderweide liegt deutlich tiefer und sollte ebenfalls für die Feuchtgebietsentwicklung durch Uferabflachung genutzt werden. Hier ist im Geländemodell auf den letzten 200 m zum Riedkanal ein alter Bachmäander erkennbar, der ideal für die Wiederherstellung mit breitem, flachen Abflussprofil wäre. Auch hier könnte eine Verbesserung des Wasserrückhaltes durch eine regulierbare Schwelle im unmittelbaren Mündungsbereich in den Riedkanal etabliert werden, die einen Mindestwasserstand im Unterlauf des Bruchwiesengrabens sicherstellen soll, gleichzeitig aber für größere Abflüsse durchlässig ist und die Weidenutzung nicht in Frage stellt. Eine Beeinträchtigung der ackerbaulichen Nutzung der Saatgutflächen sollte durch maßvolle Stauziele ausgeschlossen werden und ohnehin Gegenstand enger Kooperation mit dem Landwirtschaftsbetrieb sein.

In Richtung Süden könnte ausgehend von der Mündung des Bruchwiesengrabens das östliche Ufer des Riedkanals mindestens bis zur Bahnbrücke, ggf. auch weiterentwickelt werden. Weiteres dazu im folgenden Abschnitt.

Die Schilffläche nordwestlich der Deponie wird von drei Seiten von Gräben entwässert, die zwar nicht unterhalten werden, dennoch aber entwässernd wirken. Bereits die

Offenlandbiotopkartierung 1997 (LUBW 1997) hat diese Entwässerung festgestellt, die bis heute unvermindert wirksam ist. Als einfache Maßnahmen sollten diese Gräben mindestens direkt am Bruchwiesengraben verfüllt werden, besser noch wiederholt gekammert auf den weiteren Abschnitten. Die Einstellung einer geländenahen Überlaufhöhe gewährleistet die Entwässerungsfunktion nur für sehr extreme Niederschlagsphasen. So lassen sich negative Effekte auf die Deponie vermeiden. Die Maßnahme ist mit dem Deponiebetreiber (städtischer Abfallwirtschaftsbetrieb) abzustimmen.

8.3 Entwicklung Riedkanal

Im Rahmen der Projektbearbeitung erarbeitete Ideen für den Riedkanal sollen hier skizzenhaft aufgenommen werden.

Das Geländemodell (s. Abb. 55) zeigt sehr deutlich die ursprüngliche morphologische Breite des Riedkanals, bzw. seines natürlichen Vorgängers, des aus Richtung Geggenau (Iffezheim) kommenden historischen Rheinseitenarms. Man sollte die Feuchtgebietspotenziale dieser morphologischen Rinne nutzen und um damit die bereits erfolgten Entwicklungsmaßnahmen in der Geggenau und des LIFE+- Projektes am Unterlauf des Riedkanals zu ergänzen.

Die Flächen sind allerdings auf der östlichen Seite des Gewässerlaufes nördlich ab dem Sibyllenhof-Gelände nicht im Besitz der Stadt. Zudem wird der nördlichste Teil vor dem Riederhof als Ackerfläche des Saatgutbetriebes genutzt. Die Frage wäre, ob der ohnehin sehr nasse Streifen entlang des Riedkanals für eine Naturschutzmaßnahme von der landwirtschaftlichen Nutzung umgewidmet und ggf. durch Landtausch erhältlich wäre. Interessant ist diese Flächenverbindung insofern, als damit eine Verbindung zu dem nördlich des Saatguthofes liegenden Teil des NSG geschaffen werden könnte, der Teil einer zukünftigen kontinuierlichen Beweidungsfläche sein könnte.

Für den Gewässerlauf des Riedkanals wäre zu prüfen, ob eine Verbesserung der Gewässerstruktur durch Auflösung der starren Uferlinie dann über einen gut einen Kilometer langen Abschnitt im Bereich des NSGs oder sogar darüber hinaus herstellbar wäre.

8.4 Beweidung als Managementoption

Für die zukünftige Pflege des NSG Rastatter Bruch ist die Beweidung als Alternative zur aktuellen Beweidung eine realistische und zweckdienliche Option. Diese wird vom Regierungspräsidium und der Stadt Rastatt inzwischen als Möglichkeit untersucht. Eine Machbarkeitsstudie ist in Auftrag gegeben. Eine Vor-Ort-Besprechung zu dem Thema wurde mit der Stadt Rastatt (Frau Langer, Frau Öder) im März 2026 durchgeführt, in der Möglichkeiten und Abgrenzungen besprochen wurden. Deshalb wird hier auf eine weitergehende Ausarbeitung zu dem Thema verzichtet.

In der Karte zur Entwicklung des Bruchwiesengrabens (s. Abb. 55) wird mit der grünen Abgrenzung der mögliche Umfang der Beweidungsflächen im westlichen Untersuchungsgebiet dargestellt. Dabei ist darauf hinzuweisen, dass die kontinuierliche Verbindung der Beweidungsflächen um den Saatgutbetrieb Späth und die angrenzenden Ackerflächen eine sehr effiziente Möglichkeit böte. Diese ist aber mit dem landwirtschaftlichen Betrieb intensiv abzustimmen.

Der östliche Teil des Untersuchungsraums (Wiesen und Moor-/Gebüschbereich) kann prinzipiell vollflächig Teil einer Beweidung werden. In jedem Fall sollte versucht werden, eine kleinparzellierte Beweidung zu vermeiden und die Teilflächen möglichst großflächig zu zäunen

und ganzjährig zu beweiden. Die Beweidung des Moorkörpers sollte sehr extensiv erfolgen, damit die Trittbelastung nicht zu starken Bodenschäden und möglicher verstärkter Moordegeneration führt. Durch den dichten Gehölzbewuchs ist die Nutzung für die Weidetiere ohnehin nur eingeschränkt möglich und eine Begrenzung der Anzahl der Weidetiere ist eine wichtige Stellgröße. Das Zurückdrängen der Gehölze durch die Beweidung wäre ein im Sinne der Projektentwicklung positiver Effekt. Eine sehr extensive Beweidung, welche die Mähwiesenstruktur verändert und eine strukturreiche Weidelandschaft entstehen ließe, wäre im Sinne nahezu aller Schutzgüter von Vorteil. Eine ausreichende Besucherinformation (Tafeln, Exkursionen, Vorträge etc.) sollte diese Landschaftsveränderungen und ihre ökologischen Ziele und Vorteile als wichtige Maßnahmen begleiten.

8.5 Gehölzreduktion

Die Verbrachung der Feuchtwiesen des Rastatter Bruchs, insbesondere im südöstlichen, zum Hochufer gerichteten Teil, hat zum Aufkommen großflächiger Grauweidengebüsche geführt. Diese sind als Feuchtlebensraum gesetzlich geschützt. Dennoch stellt sich die Frage, ob für die Entwicklung des Rastatter Bruchs der Erhalt der Grauweidengebüsche oder die Entwicklung anderer, lokal als höherwertig betrachteter Lebensräume vorrangig sein sollte. Da die Grauweidengebüsche durch ihre fortlaufende Ausbreitung andere Feuchtlebensräume verdrängen, sollte eine kompensierende Reduzierung der Grauweiden, wie bereits in der Vergangenheit, durchgeführt werden. Dies kann durch mechanische Beseitigung erfolgen, was jedoch meist maschinellen Einsatz erfordert, der auf den hier betroffenen Moorstandorten nicht förderlich ist. Vorgeschlagen wird stattdessen, durch Ringelung ein Absterben der Grauweiden zu bewirken und somit die Entwicklung zu offeneren Feuchtlebensräumen zu erleichtern. Eine Beräumung der Flächen ist dabei nicht erforderlich, da die Gehölze vor Ort verrotten können. Ein Befahren der Flächen kann somit vollständig vermieden werden. Auch eine Anhebung des Grundwasserstandes kann zur Eindämmung der Grauweiden genutzt werden.

Eine Reduktion der Grauweiden wird entlang des gesamten nordwestlichen Randes des Hauptbestandes gegen die große Wiese empfohlen. Dort befinden sich am Rand des Moores wertvolle Seggen-Binsenbestände (mit Großseggen, aber auch *Carex pallescens*, *Juncus acutiflorus*, *J. articulatus*), die ohne weitere Maßnahmen mittelfristig vom Gebüsch überwachsen werden. Diese Offenland-Bestände sollten nach Osten in Richtung des Moores bis über den dort liegenden vierten Graben hinaus ausgedehnt werden.

Literatur

- Agl (2003): *Naturerleben am Stadtrand – Rastatter Bruch*. Gutachten Fa. Agl – Landschafts-, Raum- und Umweltplanung. Saarbrücken/Ötigheim. 40 S.
- Ahmed, W., Hamilton, K., Toze, S., Cook, S., & Page, D. (2019): *A review on microbial contaminants in stormwater runoff and outfalls: Potential health risks and mitigation strategies*. Science of The Total Environment, 692, 1304–1321.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.055>
- Aland (1991): *Fliessgewässerentwicklungskonzept. Zwischenbericht. Im Auftrag der Stadt Rastatt*. Büro Aland – Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie Karlsruhe. 59 S.
- Aland (ca. 1992): *Fliessgewässerentwicklungskonzept. Endbericht. Im Auftrag der Stadt Rastatt*. Büro Aland – Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie Karlsruhe. 132 S.
- Anselm, J., Born, W., Dahmen, H., Diefenthal, K., Dittmer, U., Frechen, F., Fuchs, S., Grotehusmann, D., Haller, B., Joswig, K., Maus, C., Nowak, J., Roth, J., Schwefringhaus, M., Schwinger, H., Tondera, K., & Waldhoff, A. (2019): *Arbeitsblatt DWA-A 178 Retentionsbodenfilteranlagen*. (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hrsg.)
- Bachmann, V. (2025): *Wiedervernässung eines Niedermoores: Schadstoffanalysen und Ansätze zur Wasseraufbereitung im „Rastatter Bruch“*. Bachelorarbeit. Karlsruher Institut für Technologie-IfGG. 78 S.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe [BGR] (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5)*. 5. Auflage. Hannover: Selbstverlag der BGR.
- Blumenstein, O. (2000): *Die Schadstoffverlagerung aus Böden ehemals militärisch genutzter Areale in ein angrenzendes Niedermoorgebiet*. Studien und Tagungsberichte, Band 24, Brandenburgisches Symposium zur bodenschutzbezogenen Forschung, 31–36.
- Burkhardt, M., Junghans, M., Zuleeg, S., Boller, M., Schoknecht, U., Lamani, X., Bester, K., Vonbank, R., & Simmler, H. (2009): *Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer*. Environmental Sciences Europe, 21(1), 36–47.
<https://doi.org/10.1007/s12302-008-0033-1>
- Dinic Brankovic, Mitković, P., Bogdanović-Protić, I., Igić, M., & Đekić, J. (2018): *Bioswales as elements of green infrastructure – foreign practice and possibilities of use in the district of the City of Nis, Serbia*. Conference: 2nd Interantional Conference on Urban Planing – ICUP2018At: Niš. Serbien.
<https://climatescan.org/uploads/projects/4505/files/518/ICUP2018%20Bioswales%20as%20elements%20of%20green%20infrastructure%20Serbia%20FCB%20interesting%20show%20cases.pdf>
- Erami, R. (2023): *Hydrological Evaluation of the Rastatter Bruch*. Unveröff. Semesterarbeit. KIT-Institut für Wasser und Umwelt. Abt. Hydrologie. 35 S.

- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., & Mikkelsen, P. S. (2007): *Selected stormwater priority pollutants—A European perspective*. Science of The Total Environment, 383(1), 41–51.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.05.028>
- Fuchs (2005): *Niederschlagswasserbehandlung mit Retentionsbodenfiltern*.
- Gaudefroy, S. (2024): *Water quality assessment of urban runoff into a protected peatland*. Individual Internship Report. Polytech Tours. 53 S.
- Hamlyn-Harris, D., McAlister, T., Dillon, P. (2019): *Water Harvesting Potential of WSUD Approaches*. In: Sharma, A.K., Gardner, T., Begbie, D.: *Approaches to Water Sensitive Urban Design*. Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/C2016-0-03594-5>
- Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M., KreiBig, J., & Kotz, C. (2005): *Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen*.
<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2936.pdf>
- Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz [ILN] (2018): *Entwurfs- und Genehmigungsplanung zur Sanierung und Neuanlage von Amphibienlaichgewässer auf dem Gebiet der Stadt Rastatt*. Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz Bühl. Gutachten im Auftrag der Stadt Rastatt 23 S.
- Köhler, H., Schulze, F., & Lange, K. (2013): *Terrestrial locomotion in the weatherfish Misgurnus fossilis*. Journal of Fish Biology 83(2): 447456.
<https://doi.org/10.1111/jfb.12134>
- Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.). [LUBW] (1997). *Offenland-Biotopkartierung Baden-Württemberg (Ersterfassung 1992–2004), Datenstand 1997*.
- Nölting, B., Balla, D., Daedlow, K., Grundmann, P., Oehlschläger, K., Maaß, O., Moss, T., Steinhardt, U., von Bock und Polach, C. (2015): *Gereinigtes Abwasser in der Landschaft. Ein Orientierungsrahmen für strategische Entscheidungsprozesse*. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg. 40 S.
- Raab, K. (1997): *Moore und Anmoore in der Oberrheinebene*. Hrsg.: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg. 134 S.
- Rheingränz-Carte (1828): *Topographische-Carte des Rheinstromes und seiner beiderseitigen Ufer von Hünigen bis Lauterburg*. (Maßstab 1:20.000). Hrsg. Bureau d. Großherzoglich Badischen Rheingränz-Berichtigungs-Commission. Karlsruhe 1828.
- Rodriguez-Narvaez, O.M., Goonetilleke, A., Bandala, E. (2021): *Treatment technologies for stormwater reuse*. In: Rodrigo-Comino, J.: *Precipitation – Earth Surface Responses and Processes*. Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/C2019-0-04852-2>
- Röhl, M., Röhl, S., Lachmann, H., Vincon, S., & Billen, N. (2025). *Treibhausgasemissionen aus organischen Böden in Baden-Württemberg: Endbericht*. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg.

- Schmitt, T., Beck, R., Becker, M., Borchardt, D., Bürgel, B., Dittmer, U., Fuchs, S., Haller, B., Joswig, K., Mertsch, V., Podraza, P., Uhl, M., Weiß, G., & Welker, A. (2020). *Arbeitsblatt DWA-A 102-2 ENTWURF Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer – Teil 2: Emissionsbezogene Bewertungen und Regelungen für Regenwetterabflüsse in Siedlungen* (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hrsg.).
- Schneider, E. (1987): *Kartierung schützenswerter Biotope im Bereich der Stadt Rastatt*.
- Späth, V. (2025): *Bestandserfassung im Rastatter Bruch*.
- Staubli, P. (2004): *Regeneration von Hochmooren im Kanton Zug*. In: Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 149/2–3: 75–81.
- Succow, M., Hampicke (2004): *Wiedervernässung von Niedermooren mit gereinigtem Abwasser – Umweltverträglichkeit und Möglichkeiten der nachhaltigen Nutzung*. Ergebnisse des Forschungsprojektes II/75 492. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 43/2: 1–5.
- Succow, M., Joosten, H. (2012): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweitzerbart. Stuttgart. 622 S.
- Trinkwasserverordnung (2023): *Bundesgesetzblatt Jahrgang 2023 Nr. 159. Zweite Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung*. 65 S.
- Unbekannter Urheber. (1849). *Rastatt: Plan der Festung, kolorierter Kupferstich, 1849* (Schefold 32214; StadtA Rastatt, Festungspläne 1a) [Karte]. LEO-BW; Landesmedienzentrum Baden-Württemberg.
https://www.leo-bw.de/web/quest/detail/-/Detail/details/DOKUMENT/lmz_bilddatenbank_02/LMZ326674/Rastatt+Plan+der+Festung+kolorierter+Kupferstich+1849
- Werbowski, L. M., Gilbreath, A. N., Munno, K., Zhu, X., Grbic, J., Wu, T., Sutton, R., Sedlak, M. D., Deshpande, A. D., & Rochman, C. M. (2021): *Urban Stormwater Runoff: A Major Pathway for Anthropogenic Particles, Black Rubbery Fragments, and Other Types of Microplastics to Urban Receiving Waters*. ACS ES&T Water, 1(6), 1420–1428.
<https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00017>
- Winarske, Aaron (2024): *Untersuchungen zum Zustand des Randsenkenmoores „Rastatter Bruch“*. Masterarbeit. Karlsruher Institut für Technologie-IffG. 71 S.
- Zehe, E., Maurer, T., Ihringer, J., Plate, E. (2001): *Modeling water flow and mass transport in a loess catchment*. Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere, 26(7–8), S. 487–507.
[https://doi.org/10.1016/S1464-1909\(01\)00041-7](https://doi.org/10.1016/S1464-1909(01)00041-7)
- Zeit, J., Luthardt, V., Hasch, B., Lotsch, H., & Meier-Uhlherr, R. (2009). *DSS-WAMOS: Eine "Decision Support System"-gestützte Managementstrategie für Waldmoore* (Abschlussbericht, AZ 23634/02). Deutsche Bundesstiftung Umwelt.

Anhang

Anhang 1: Weitere Grundwasserganglinien	99
Anhang 2: Karte der Gräben im Untersuchungsgebiet	100
Anhang 3: Höhenlängsprofile der Gräben	101
Anhang 4: Karte der Kampfmittelbelastungen	106
Anhang 5: Moorprofilschnitt Rastatter Bruch (aus Raab 1997)	107
Anhang 6: Grundwasserstände langjährig in der Vegetationszeit	108
Anhang 7: Weitere Abbildungen zu den Tensiometermessungen	109
Anhang 8: Wasserstands-Abfluss-Kurve am Messwehr Merzeauhr	112
Anhang 9: Schadstoffuntersuchungen	113
Anhang 10: Wasseruntersuchungen: Messwerte	126
Anhang 11: Bericht zu den moorkundlichen Untersuchungen zur Altersbestimmung	127
Anhang 12: Historische Luftbilder	129
Anhang 13: Elektronischer Anhang	132

Anhang 1: Weitere Grundwasserganglinien

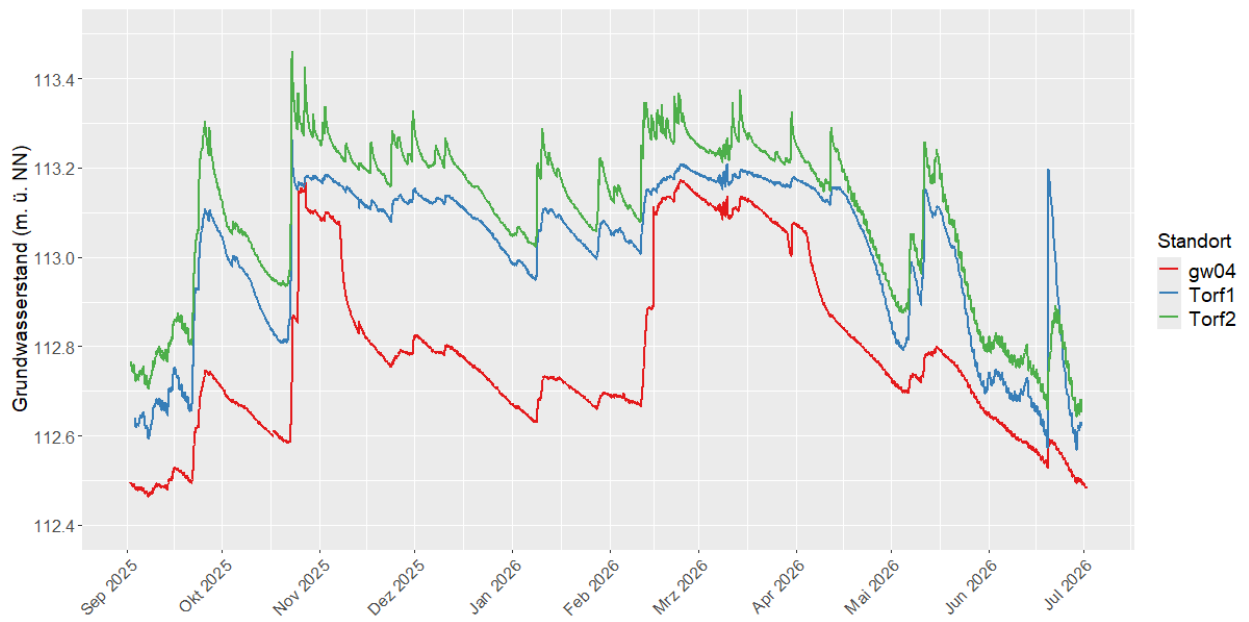


Abb. 56: Ganglinie der Messstellen auf dem Torfkörper im Vergleich zu GW04

Anhang 2: Karte der Gräben im Untersuchungsgebiet



Abb. 57: Grabenübersicht

Anhang 3: Höhenlängsprofile der Gräben

Alle Grabenprofile sind aus dem DGM025 generiert. Einzelne Ausschläge der Höhenlinie können von Artefakten im DGM v.a. durch Gehölzüberschirmung beeinflusst sein.



Abb. 58: Grabenprofil – Hauptgraben

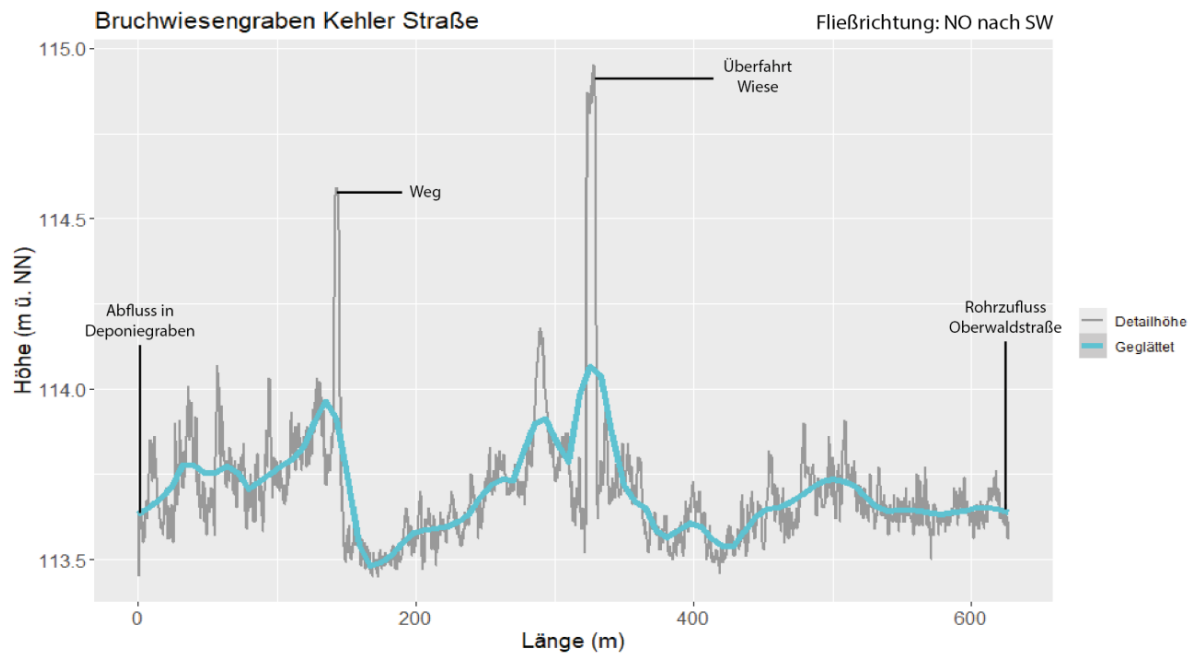


Abb. 59: Grabenprofil – Bruchwiesengraben Kehler Straße

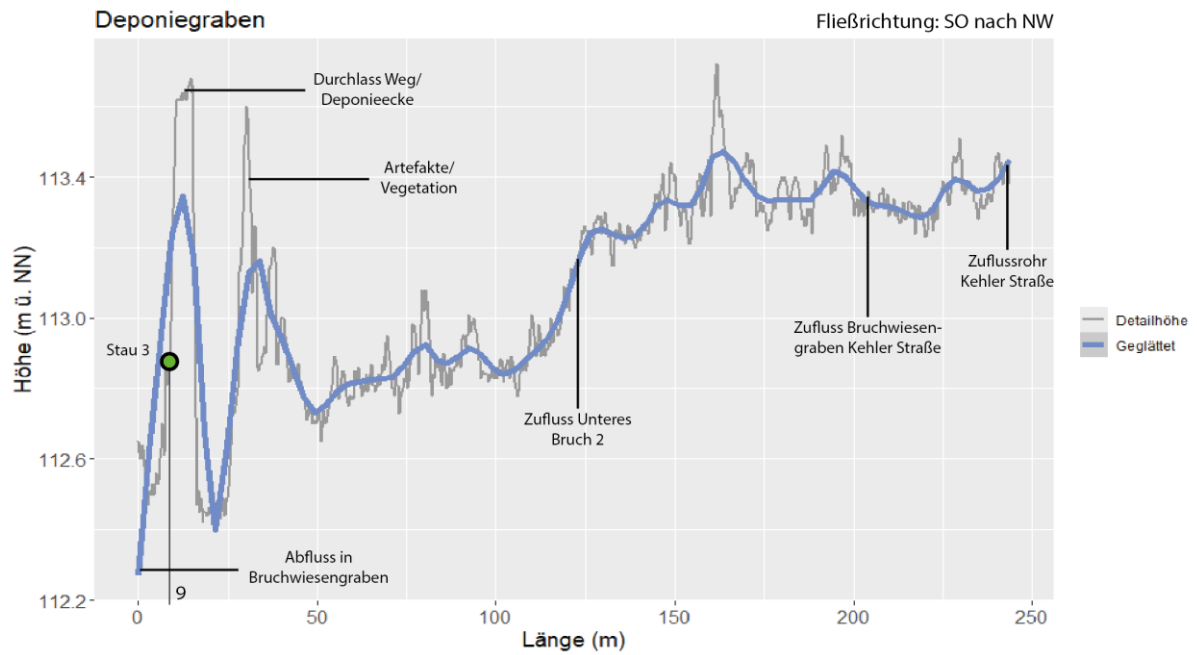


Abb. 60: Grabenprofil – Deponiegraben

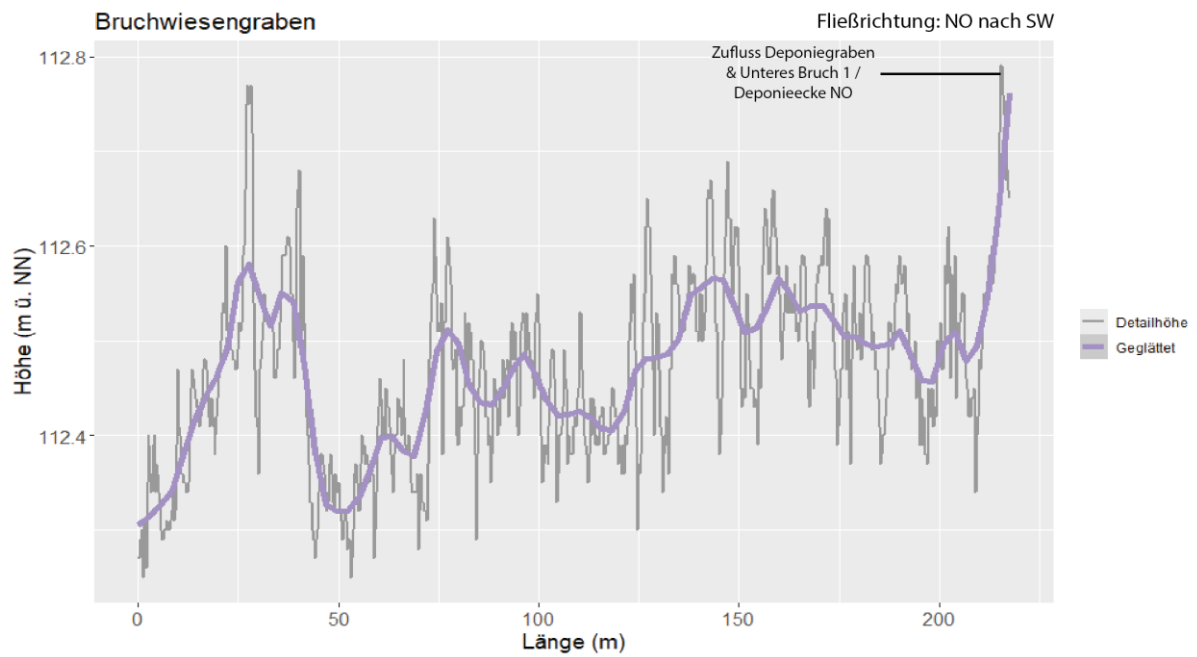


Abb. 61: Grabenprofil – Bruchwiesengraben

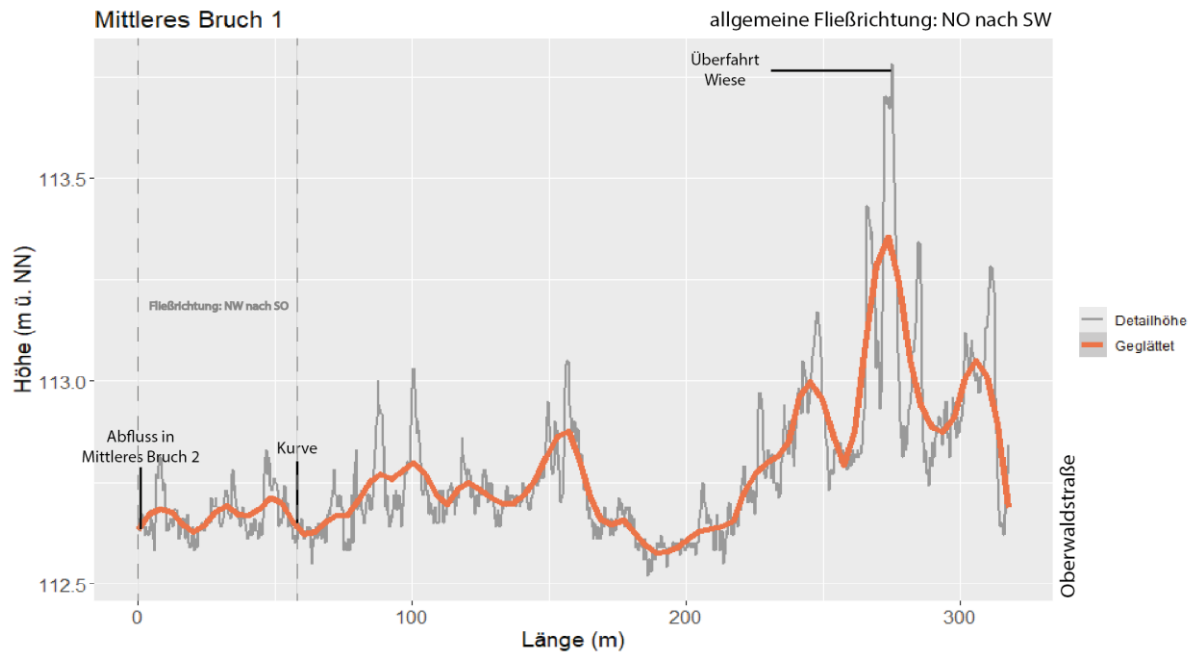


Abb. 62: Grabenprofil – Mittleres Bruch 1

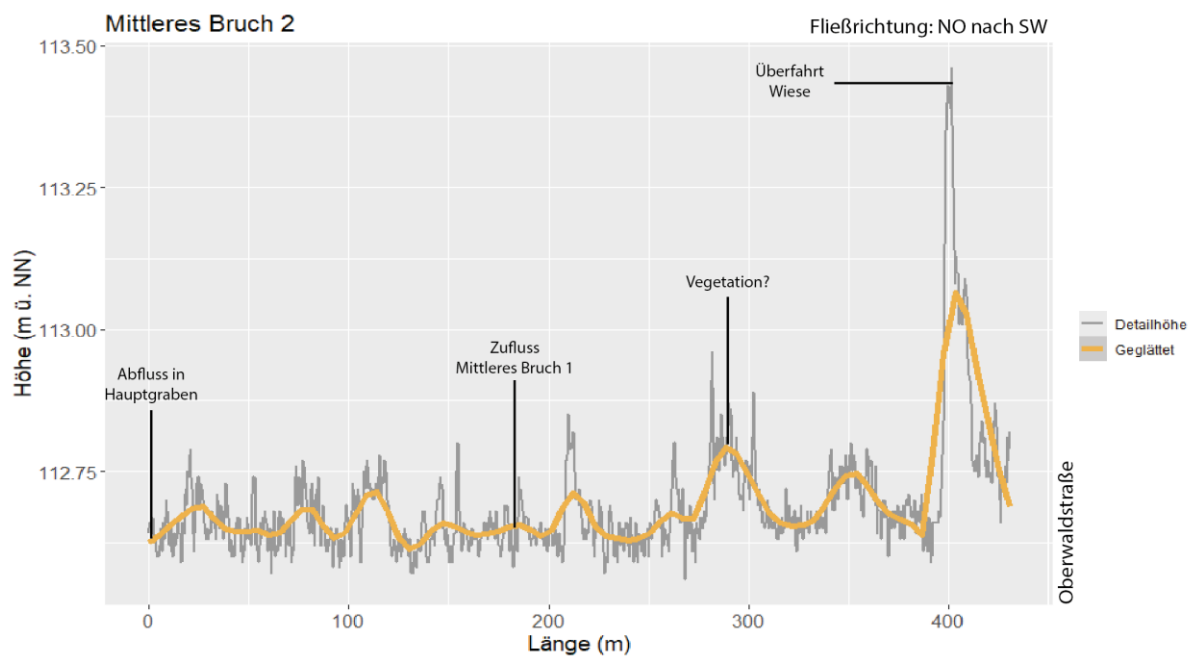


Abb. 63: Grabenprofil – Mittleres Bruch 2

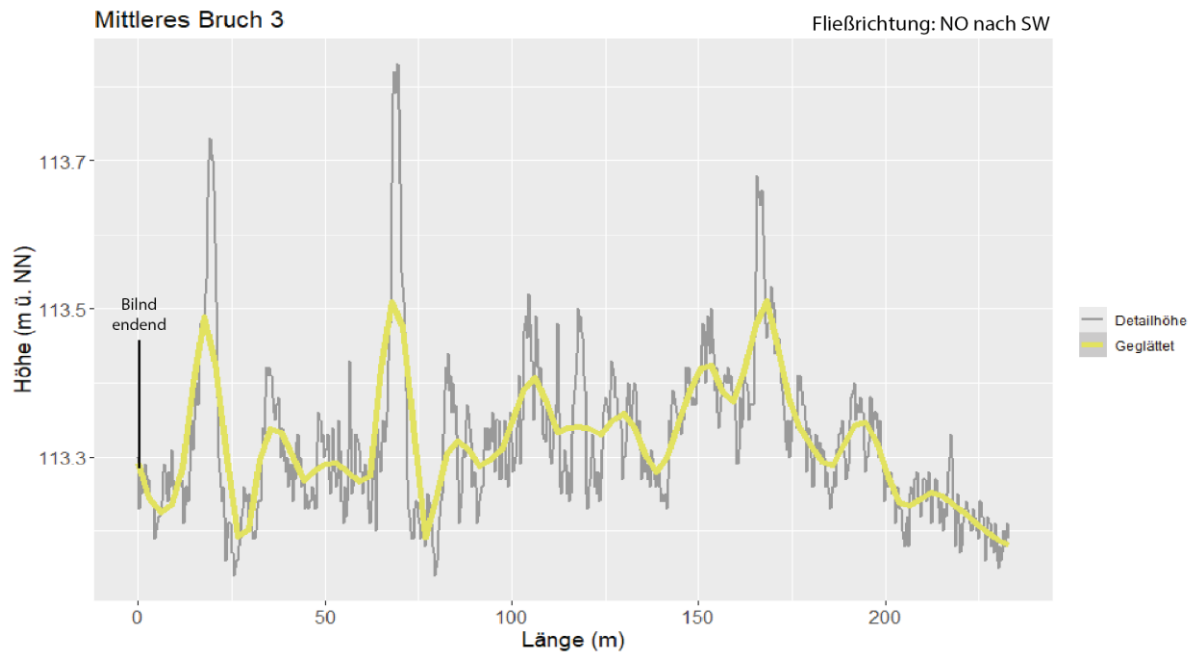


Abb. 64: Grabenprofil – Mittleres Bruch 3

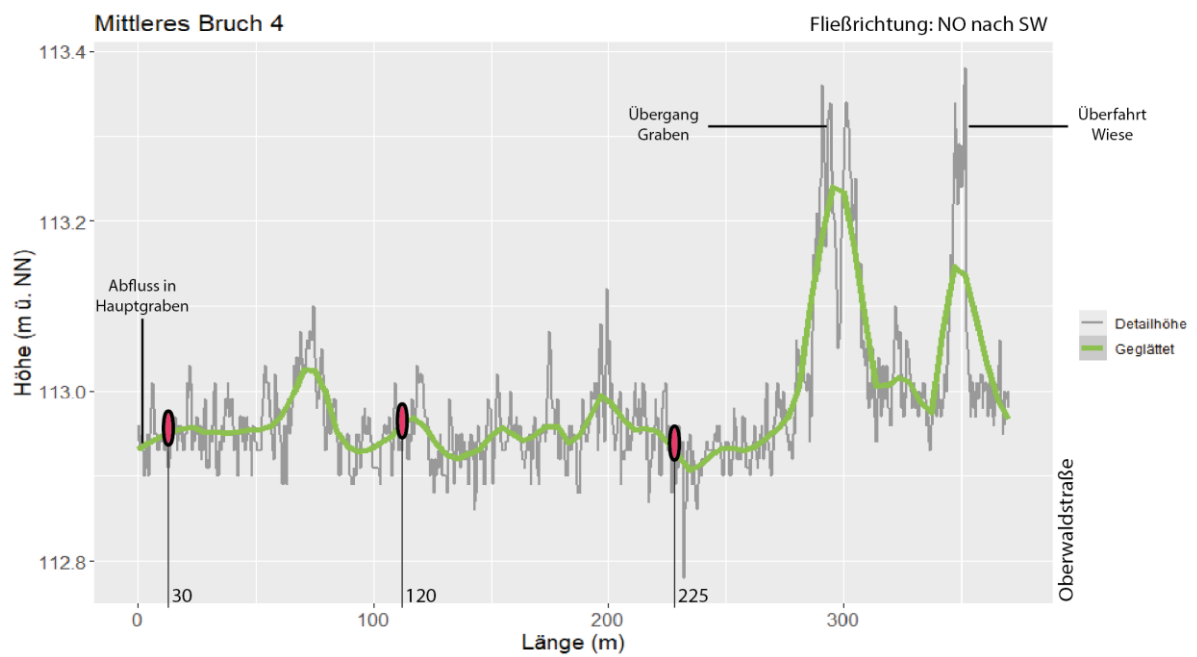


Abb. 65: Grabenprofil – Mittleres Bruch 4

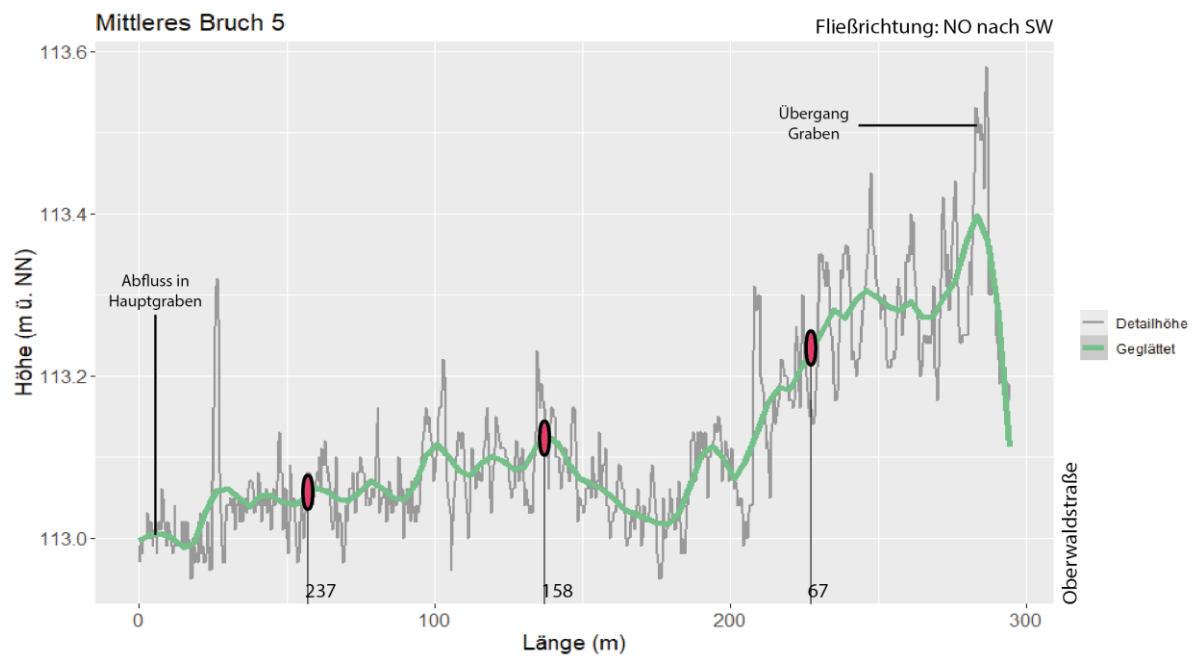


Abb. 66: Grabenprofil – Mittleres Bruch 5

Anhang 4: Karte der Kampfmittelbelastungen

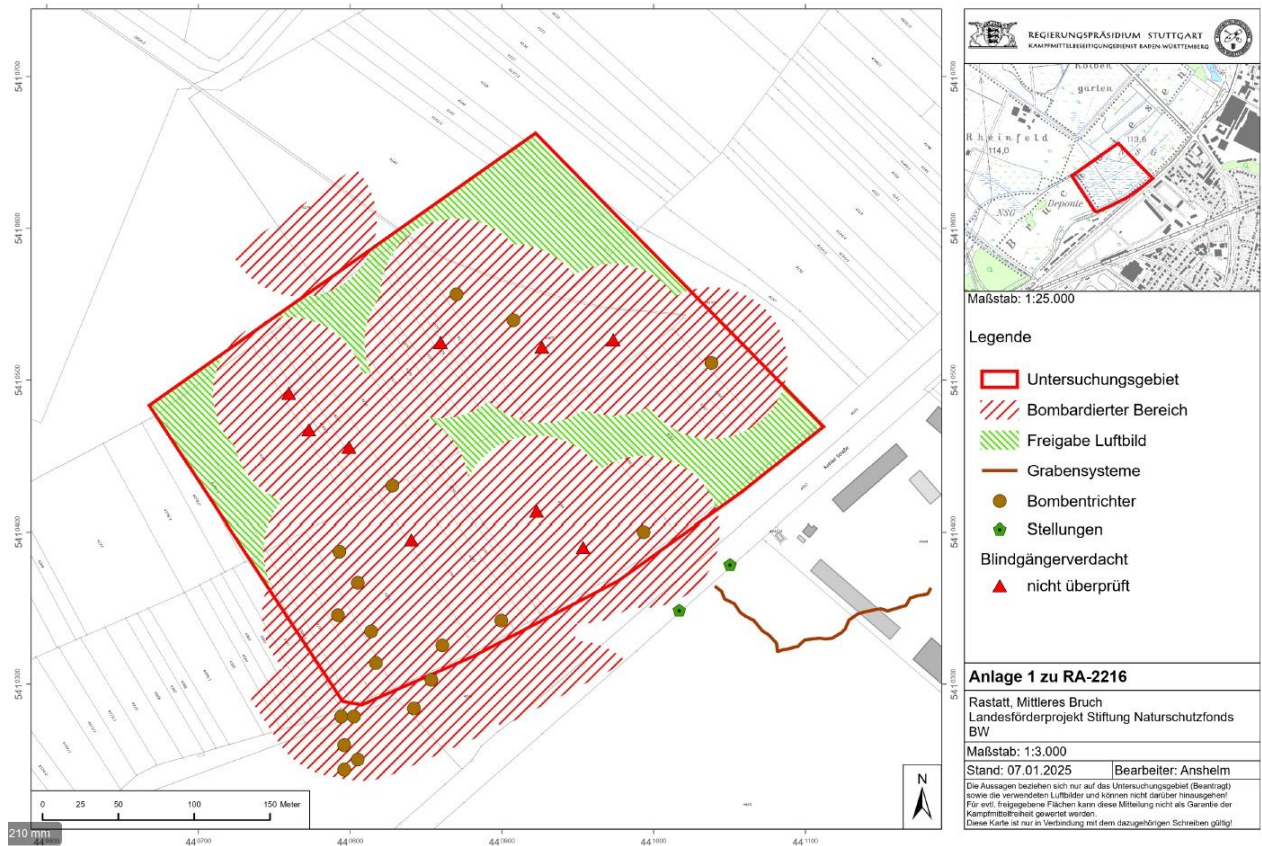


Abb. 67: Lage der Kampfmittelverdachtsflächen (Auszug aus Schreiben des RP Stuttgart vom 7.1.2025)

Anhang 5: Moorprofilschnitt Rastatter Bruch (aus Raab 1997)

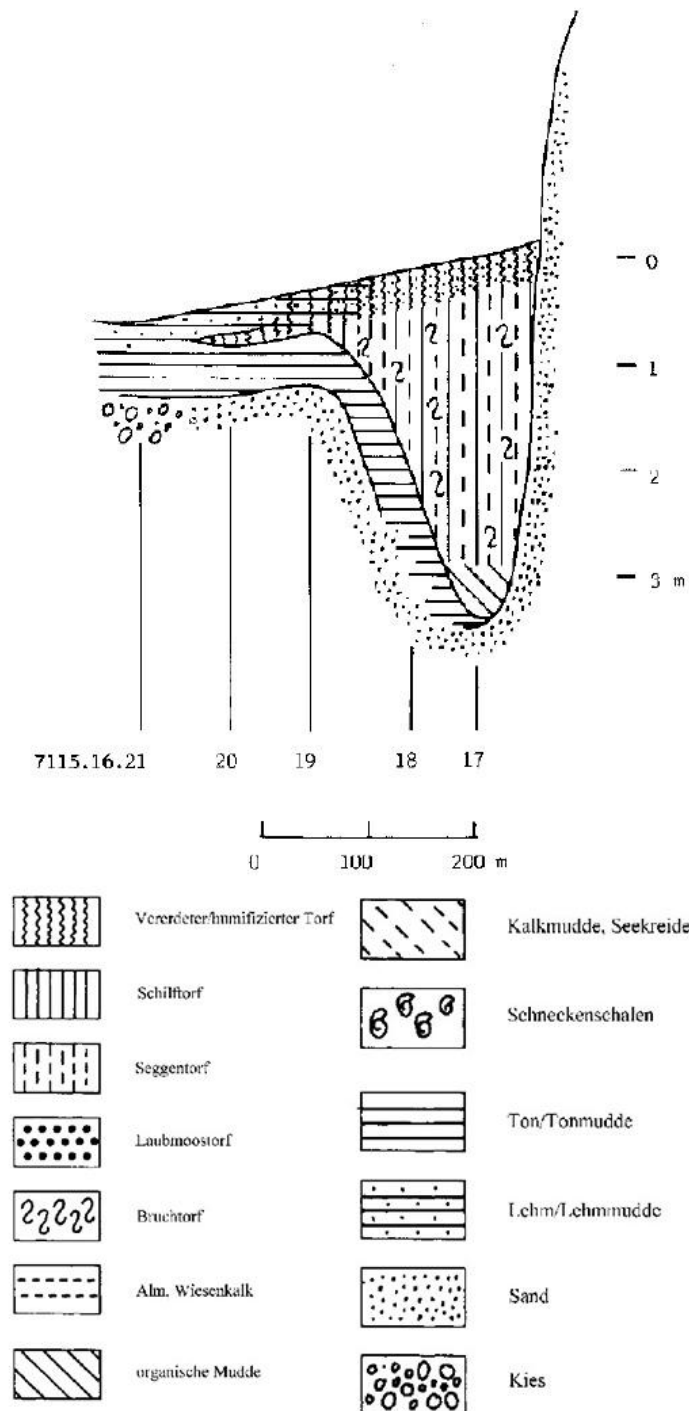


Abb. 68: Moorprofil Rastatter Bruch (Raab 1997)

Anhang 6: Grundwasserstände langjährig in der Vegetationszeit

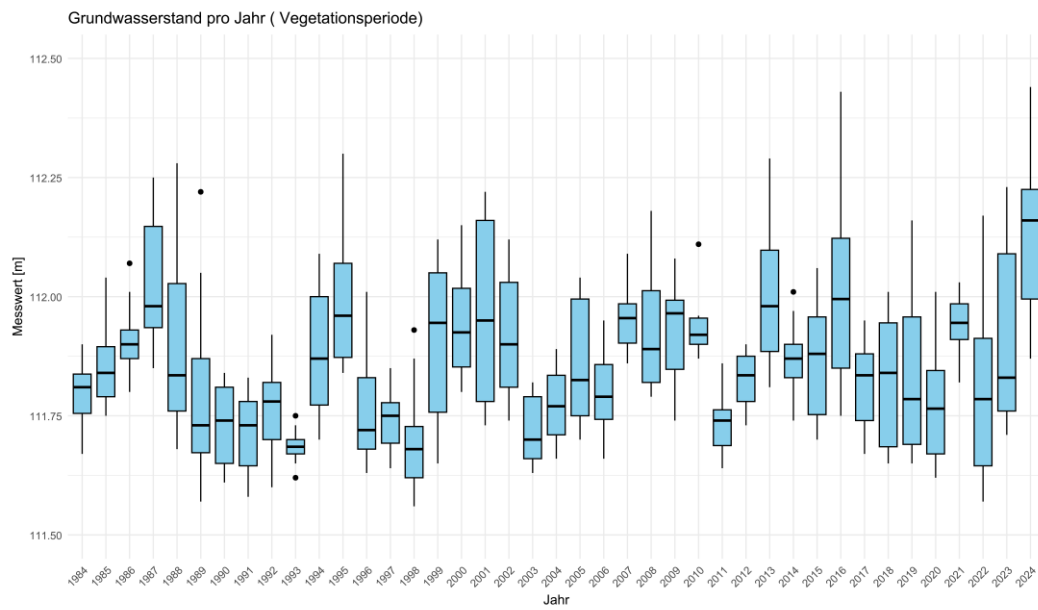


Abb. 69: Grundwasserstände am Saatguthof Späth seit 1984 (Vegetationsperiode)

Anhang 7: Weitere Abbildungen zu den Tensiometermessungen

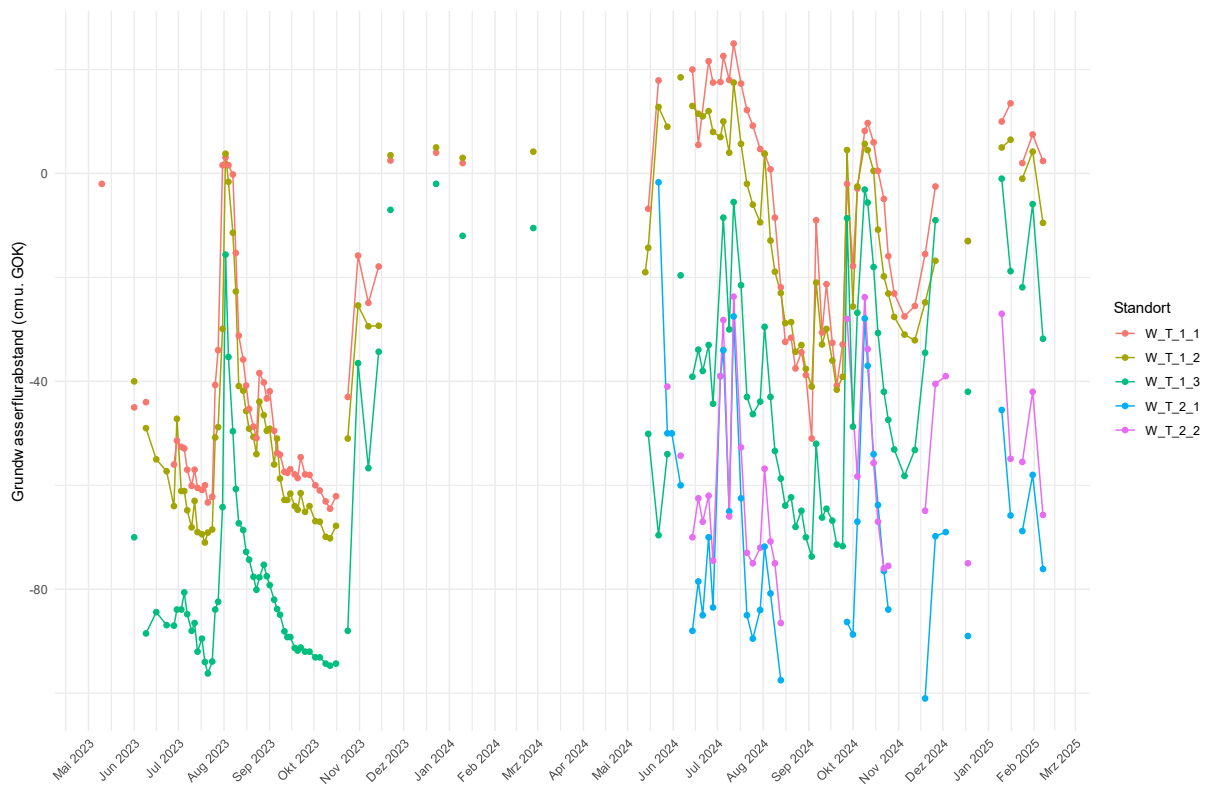


Abb. 70: Grundwasserflurabstände an den Tensiometerstandorten zu den Auslesezeitpunkten

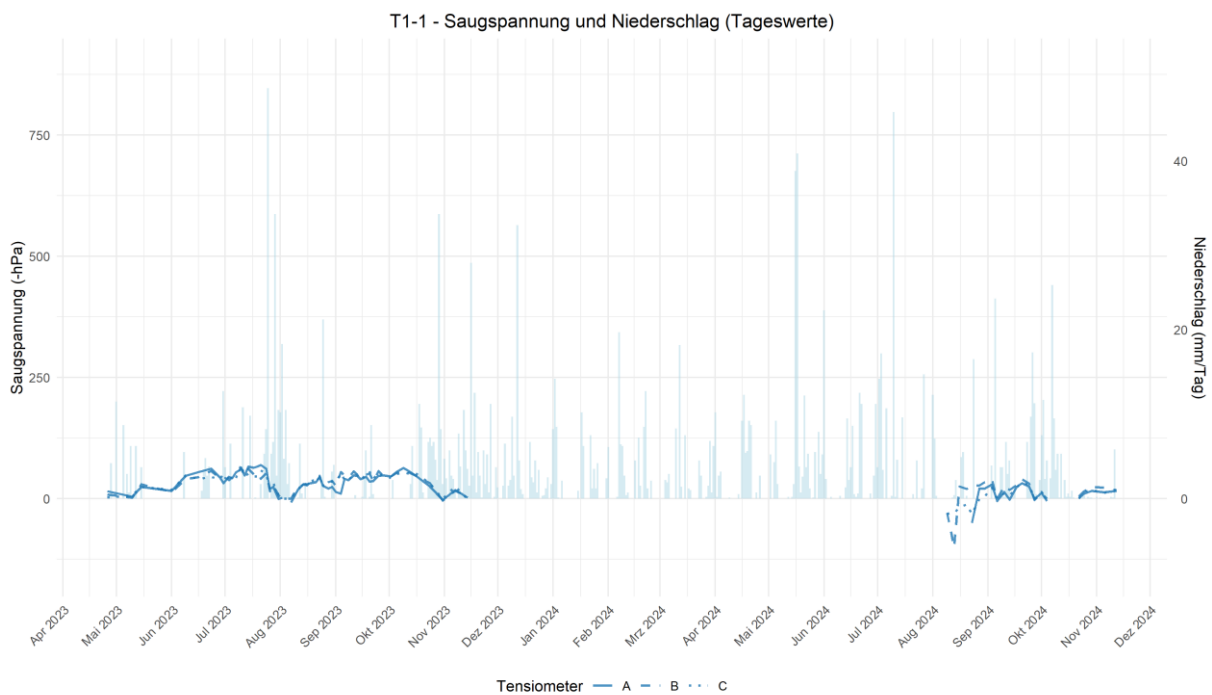


Abb. 71: Saugspannung in 25 cm Tiefe (A), in 45 cm Tiefe (B) und 90 cm Tiefe (C) und Niederschlagsmengen (Tagessummen) an Tensiometerstandort T1-1

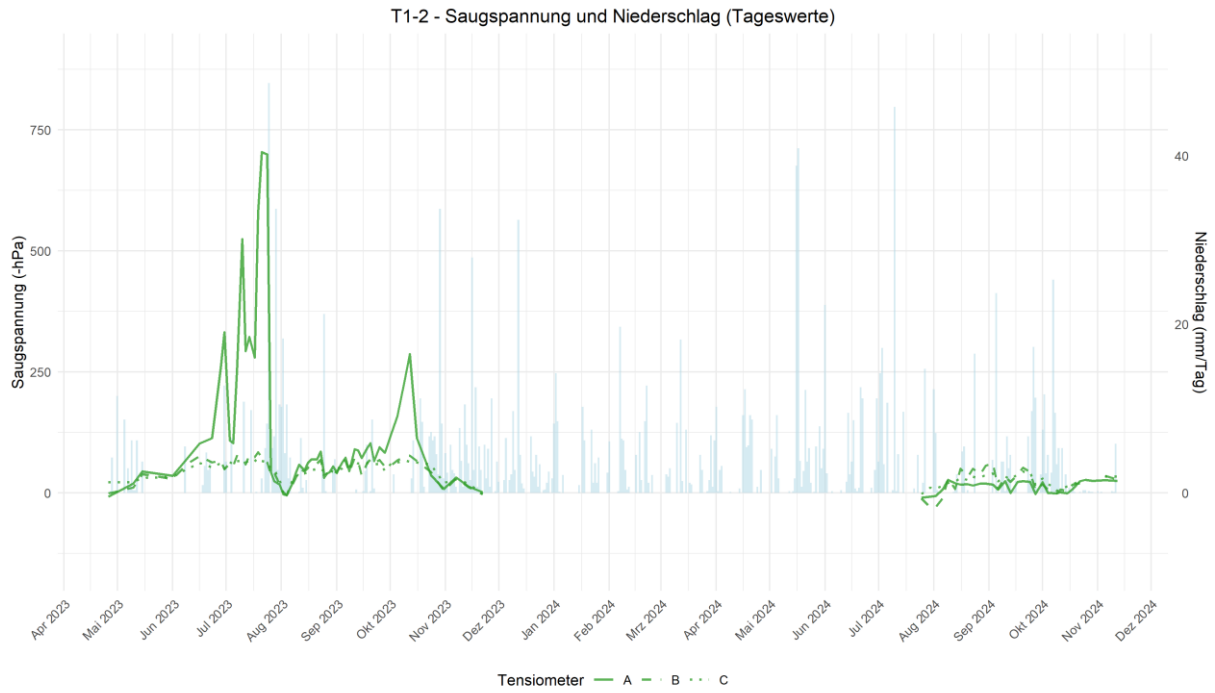


Abb. 72: Saugspannung in 25 cm Tiefe (A), in 45 cm Tiefe (B) und 90 cm Tiefe (C) und Niederschlagsmengen (Tagessummen) an Tensiometerstandort T1-2

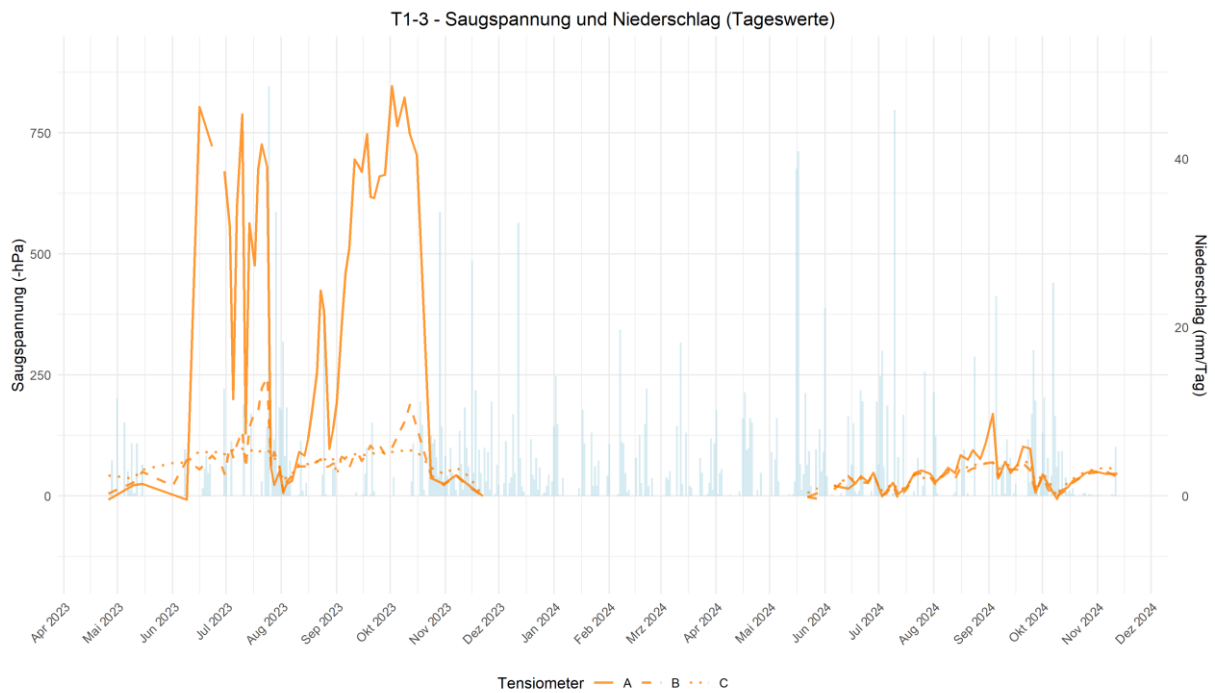


Abb. 73: Saugspannung in 25 cm Tiefe (A), in 45 cm Tiefe (B) und 90 cm Tiefe (C) und Niederschlagsmengen (Tagessummen) an Tensiometerstandort T1-3

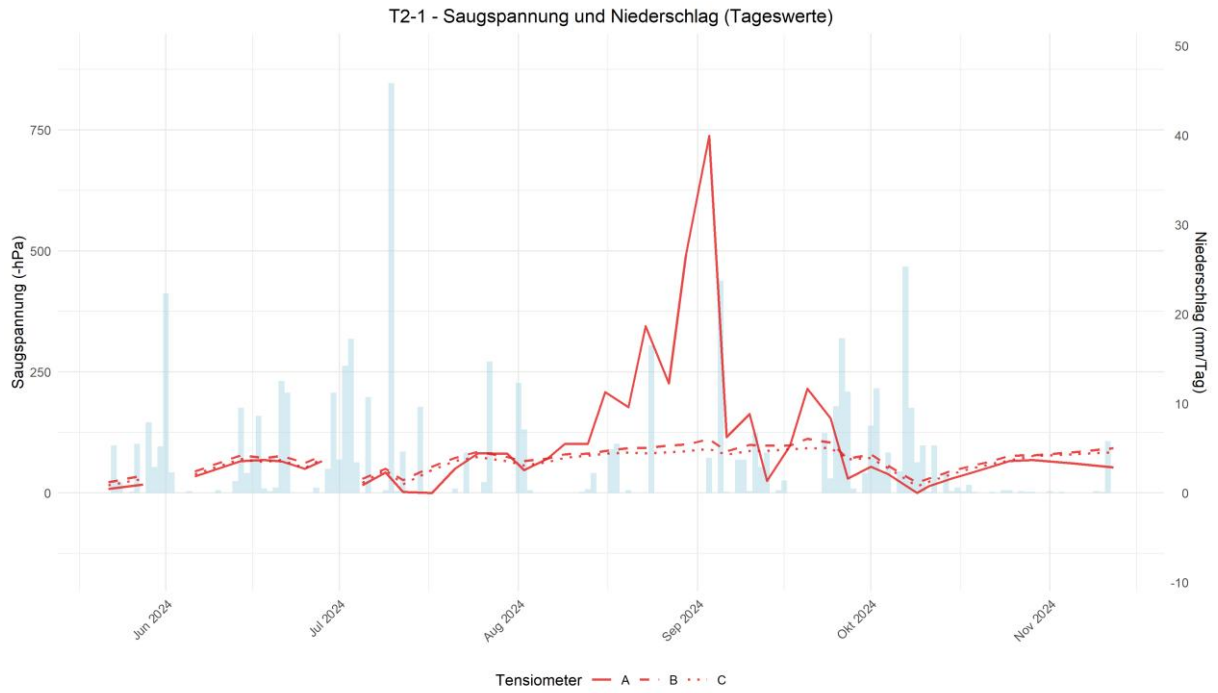


Abb. 74: Saugspannung in 25 cm Tiefe (A), in 45 cm Tiefe (B) und 90 cm Tiefe (C) und Niederschlagsmengen (Tagessummen) an Tensiometerstandort T2-1

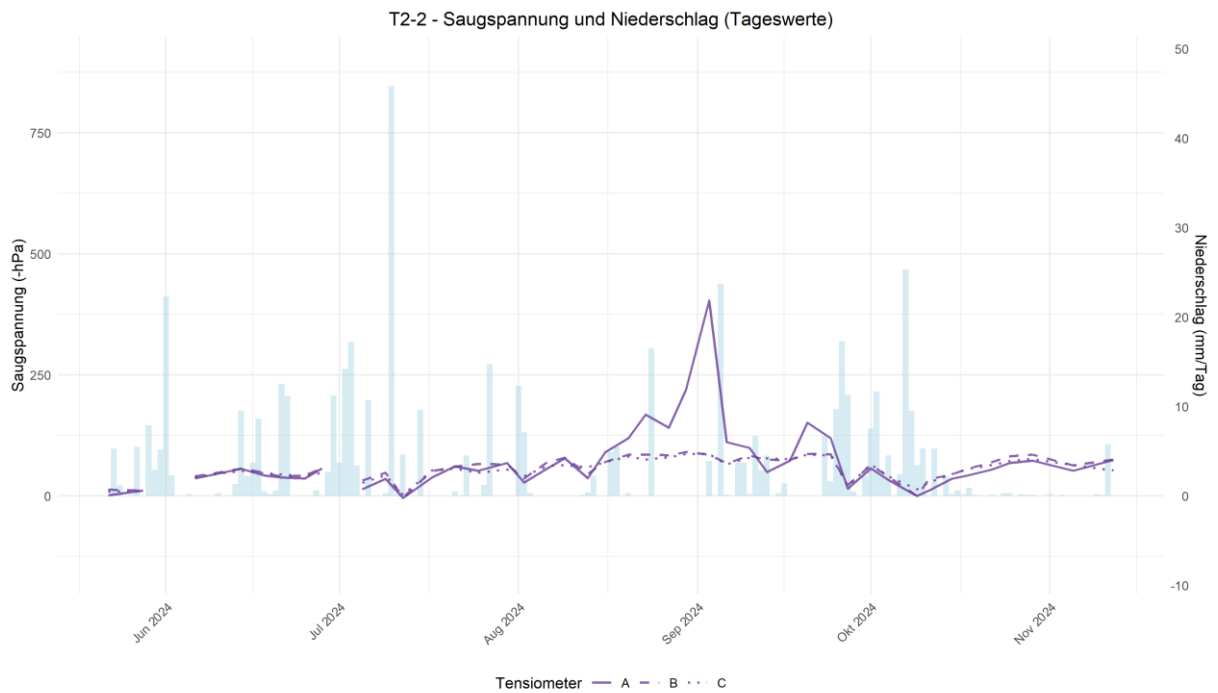


Abb. 75: Saugspannung in 25 cm Tiefe (A), in 45 cm Tiefe (B) und 90 cm Tiefe (C) und Niederschlagsmengen (Tagessummen) an Tensiometerstandort T2-2

Anhang 8: Wasserstands-Abfluss-Kurve am Messwehr Merzeaurohr

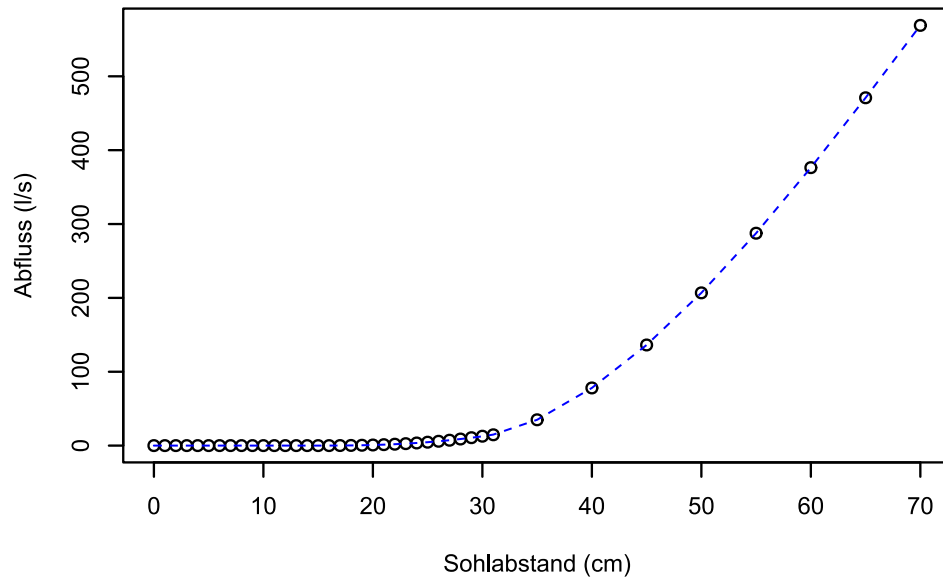


Abb. 76: Wasserstands-Abfluss-Kurve des Messwehres. Quelle: KIT-IWU-Frank Seidel

Anhang 9: Schadstoffuntersuchungen

Anhang 9.1: Metalle und PAK

Tab. 12: Liste der im TZW untersuchten Metalle und PAK, ihre Hintergrund-Belastungen (lt. Literatur) und ihr Anteil in partikulärer Bindung (Quelle: Gaudefroy 2024)

		Standardized procedure of detection	Precautionary values				Particle-bound share in the water
			BBodSchV (2021) sand-clay	NLWK (2000)		LABO appendix (2017) peat and forest	
				Value	Fluctuation range		
Metals (mg/kg)	Aluminium (Al)	DIN EN ISO 17294-2:2017-01	-	-	-	-	-
	Arsenic (As)		10-20	-	10	9.2	-
	Cadmium (Cd)		0.4-1.5	0.3	0.15-0.6	0.5	46-59%
	Calcium (Ca)		-	-	-	-	-
	Chromium (Cr)		30-100	80	40-160	56	-
	Copper (Cu)		20-60	20	10-40	26	>81%
	Iron (Fe)		-	-	-	-	>87
	Lead (Pb)		40-100	25	12.5-50	48	>91%
	Magnesium (Mg)		-	-	-	-	-
	Manganese (Mn)		-	-	-	-	-
	Nickel (Ni)		15-70	30	10-60	22	>47%
	Thallium (Tl)		0.5-1	-	-	0.5	-
	Zinc (Zn)		60-200	100	50-200	54	>77%
PAHs (µg/kg)	Acenaphthene	PV M 1500/F	3,000-5,000	-	8,000	83-99%	
	Acenaphthylene						
	Anthracene						
	Benzo(a)anthracene						
	Benzo(a)pyrene						
	Benzo(b)fluoranthene						
	Benzo(ghi)perylene						
	Benzo(k)fluoranthene						
	Chrysene						
	Dibenz(ah)anthracene						
	Fluoranthene						
	Fluorene						
	Indeno(1,2,3-cd)pyrene						
	Naphthalene						
	Phenanthrene						
Pyrene							

“-“ = no value found

		Standardized procedure of detection	Precautionary values					Background values in specific sites		Upper limit	Particle-bound share in the water
			BBodSchV (2021) sand-clay	NLWK (2000)		LABO appendix (2017) peat /forest	BAST (2017)	Other sources			
				Value	Fluctuation range						
Metals (mg/kg)	Aluminium (Al)	DIN EN ISO 17294-2:2017-01	-	-	-	-	-	10,000-30,000	Lindsay (1979)	30 000	-
	Arsenic (As)		10-20	-	10	9.2	-	10-40	Agency for Toxic Substances and Disease Registry	40	-
	Cadmium (Cd)		0.4-1.5	0.3	0.15-0.6	0.5	0.19	0.01-1	Kubier, A. et al. (2019)	1.5	46-59%
	Calcium (Ca)		-	-	-	-	-	1,000-50,000	European Soil Data Centre (ESDAC)	50 000	-
	Chromium (Cr)		30-100	80	40-160	56	-	10-100	Yuxia, L. et al., 2021	160	-
	Copper (Cu)		20-60	20	10-40	26	12.3	2-50	Oorts, K. (2013)	60	>81%
	Iron (Fe)		-	-	-	-	-	20,000-550,000	Bodek et al. (1988)	550 000	>87
	Lead (Pb)		40-100	25	12.5-50	48	1.5	15-40	Center for Agriculture, Food, and the Environment	100	>91%
	Magnesium (Mg)		-	-	-	-	-	1,000-20,000	European Soil Data Centre (ESDAC)	20 000	-
	Manganese (Mn)		-	-	-	-	-	40-900	Agency for Toxic Substances and Disease Registry	900	-
	Nickel (Ni)		15-70	30	10-60	22	-	20-30	Echevarria, G et al. (2006)	70	>47%
	Thallium (Tl)		0.5-1	-	-	0.5	-	0.1-1	Fisher, M (2012)	1	-
	Zinc (Zn)		60-200	100	50-200	54	37.7	10-300	Noulas, C. et al. (2018)	300	>77%
PAHs (µg/kg)	Acenaphthene	PV M 1500/F	3,000-5,000	-		8,000	710				83-99%
	Acenaphthylene										
	Anthracene										
	Benzo(a)anthracene										
	Benzo(a)pyrene										
	Benzo(b)fluoranthene										
	Benzo(ghi)perylene										
	Benzo(k)fluoranthene										
	Chrysene										
	Dibenz(ah)anthracene										
	Fluoranthene										
	Fluorene										
	Indeno(1,2,3-cd)pyrene										
	Naphthalene										
	Phenanthrene										
Pyrene											

Anhang 9.2: (Schwer-)Metallkonzentrationen: Detailmesswerte und Zusammenfassung

Folgende Schwermetallkonzentrationen wurden im Rahmen der Bachelorarbeit von Viola Bachmann (2025) in den Grabensediment- und Bodenproben aus dem Rastatter Bruch gemessen:

Tab. 13: Schwermetallkonzentrationen der Grabensediment- und Bodenproben im Rastatter Bruch

Probe	Zink [mg/kg]	Arsen [mg/kg]	Chrom [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Nickel [mg/kg]	Blei [mg/kg]	Grabensediment (G) oder Bodenprobe (B)
0-1 ^{e)}	1.600	7	69	600	35	220	G
0-2 ^{e)}	810	5	25	150	19	77	G
0-3 ^{e)}	420	4	20	420	14	29	G
0-4 ^{e)}	1.100	6	57	1.100	30	170	G
0-5 ^{e)}	900	6	55	900	25	50	G
1-1	141	16	48	38	22	110	B
1-2	72	16	44	35	18	81	B
1-3	173	26	45	57	21	131	B
1-4	2.496	41	187	760	52	230	G
1-5	1.650	27	164	596	52	256	B
1-6	1.369	71	93	327	53	144	G
1-7	1.868	40	132	511	45	643	B
1-8	273	38	58	100	35	161	G
1-9	307	20	110	65	45	56	G
1-10	140	34	79	58	36	27	G
2-1	168	12	42	45	18	54	B
2-2	131	31	55	56	22	161	B
2-3	143	25	51	47	24	132	B
2-4	441	25	58	106	28	152	B
2-5	109	25	46	63	23	140	B
2-6	111	21	34	36	16	140	B
2-7	727	23	64	114	29	175	G
2-8	120	9	31	27	15	48	B
2-9	99	17	79	42	28	146	B
2-10	221	10	51	42	25	56	B
2-11	117	22	52	34	23	46	B
2-12	812	9	71	243	27	131	G
2-13	878	14	77	165	30	119	G
2-14	173	11	96	39	39	36	G
2-15	151	28	108	51	42	68	G
3-1	145	23	69	53	30	166	B
3-2	227	21	64	56	27	112	B

3-3	118	21	37	47	21	118	B
3-4	169	27	52	47	25	98	B
3-5	229	49	44	84	32	152	B
3-6	116	20	31	31	13	113	B
3-7	106	22	36	37	15	100	B
3-8	213	39	45	92	30	341	B
3-9	1.178	12	125	192	34	76	G
3-10	66	21	32	37	14	91	B
3-11	122	20	38	49	19	117	B
3-12	130	23	66	64	30	106	B
4-1	349	33	41	130	36	110	G
4-2	528	21	38	103	27	48	G
4-3	90	28	58	43	21	93	B
4-4	624	25	42	126	32	69	G
4-5	1.136	15	97	344	37	179	G
4-6	111	14	55	28	21	50	G
4-7	271	19	106	52	41	47	G

e) Probenergebnisse aus (Gaudefroy, 2024); Arsenkonzentrationen auf ganze Zahlen gerundet

Tab. 14: Statistische Kenngrößen der Schwermetallkonzentrationen

	Zink [mg/kg]	Arsen [mg/kg]	Chrom [mg/kg]	Kupfer [mg/kg]	Nickel [mg/kg]	Blei [mg/kg]
Mittelwert	483	24	65	172	29	126
Median	213	22	55	58	27	112
Minimum	66	4	20	27	13	27
Maximum	2.496	71	186	1.100	53	643
Spannweit	2430	67	166	1.073	40	616
Standarda	554.9	11.5	34.7	242.5	10.2	98.0
Mittelwert	743	25	76	276	34	103
Mittelwert	270	24	56	88	24	145

Anhang 9.3: Räumliche Verteilung der (Schwer-)Metallmesswerte

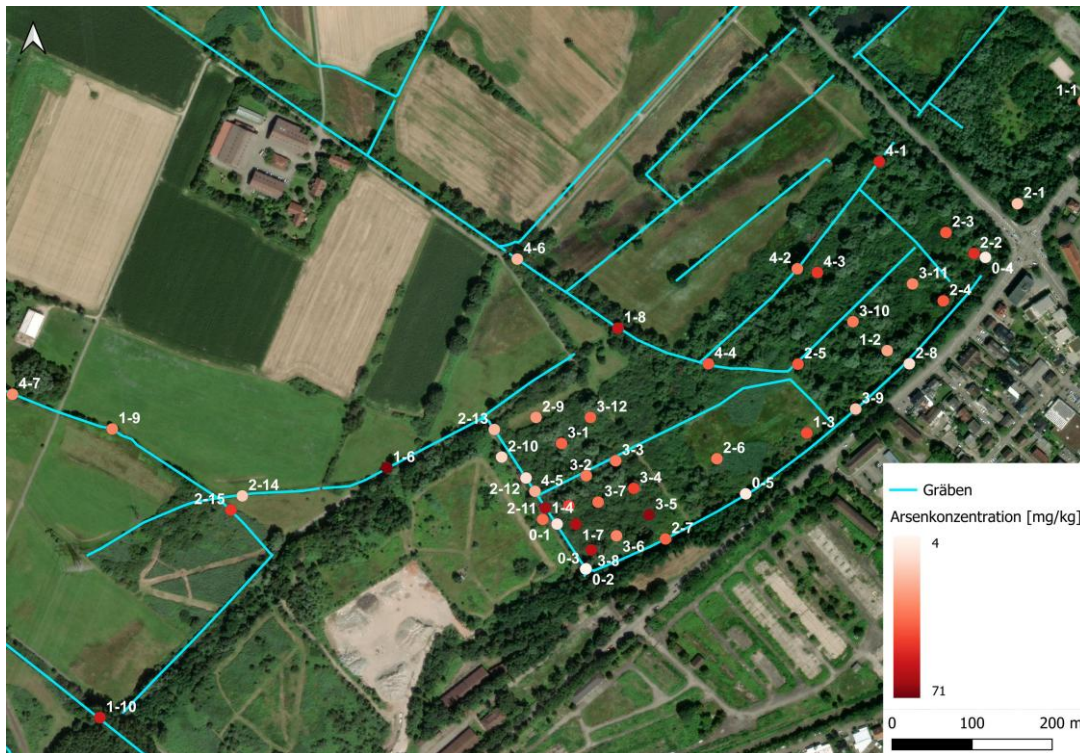


Abb. 77: (Schwer-)metallmesswerte im Rastatter Bruch – Arsen (Bachmann 2025)



Abb. 78: (Schwer-)metallmesswerte im Rastatter Bruch – Blei (Bachmann 2025)

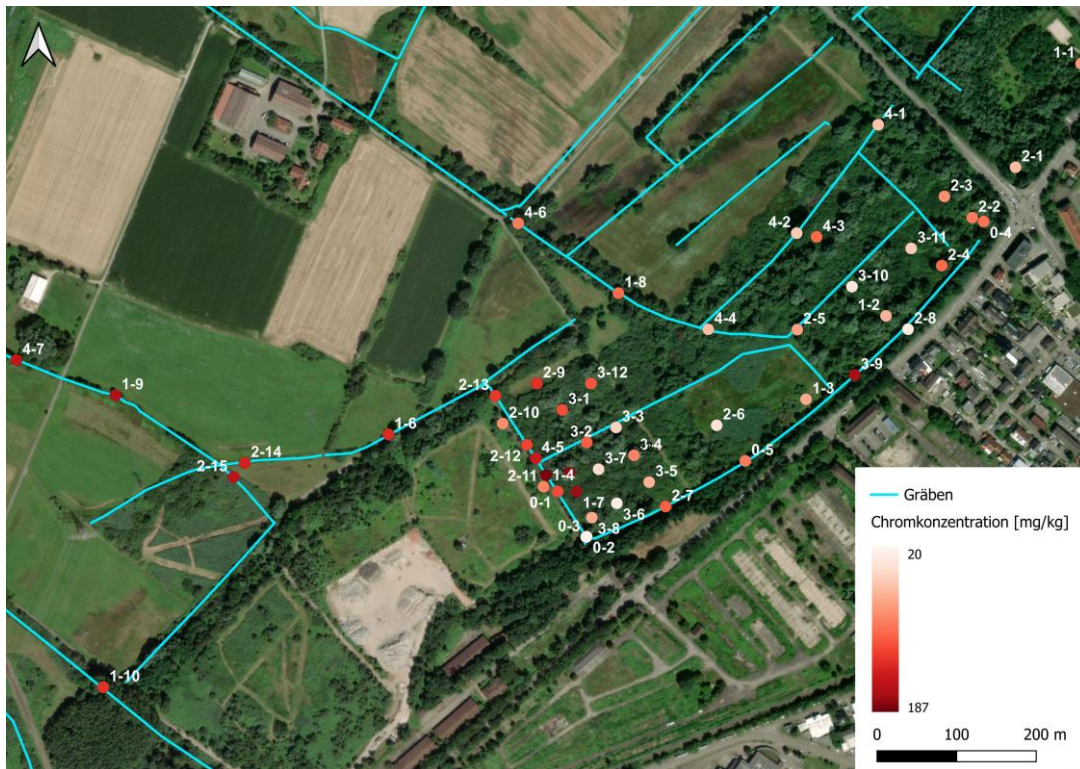


Abb. 79: (Schwer-)metallmesswerte im Rastatter Bruch – Chrom (Bachmann 2025)

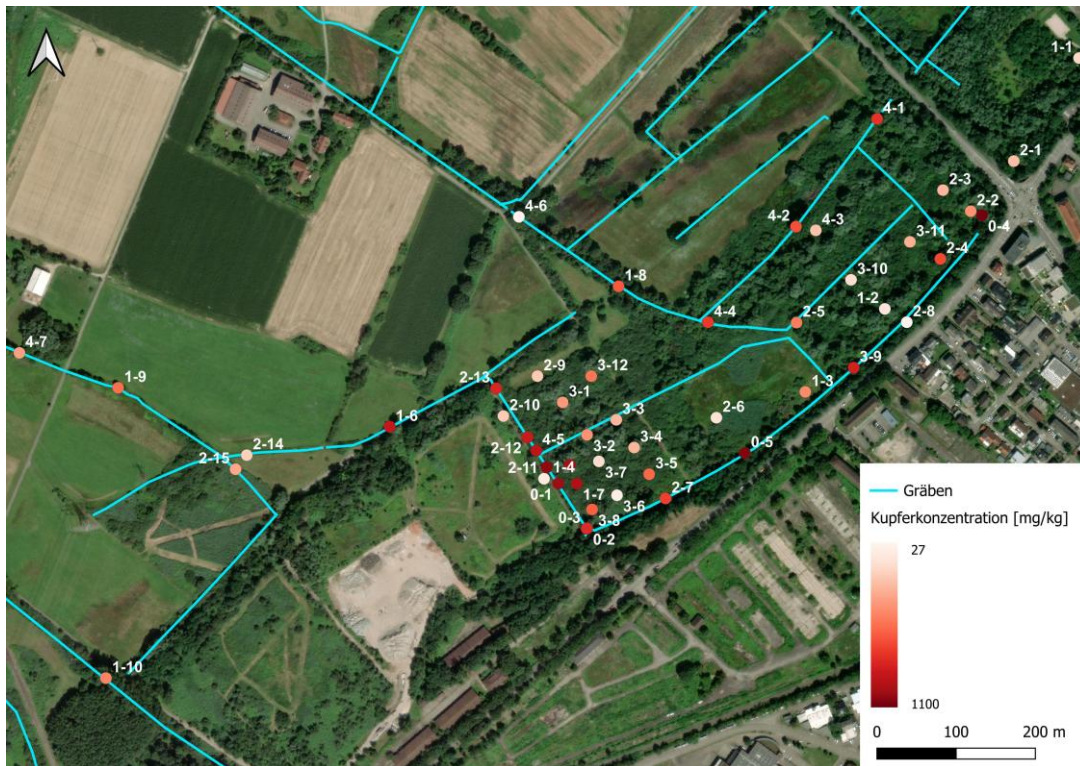


Abb. 80: (Schwer-)metallmesswerte im Rastatter Bruch – Kupfer (Bachmann 2025)

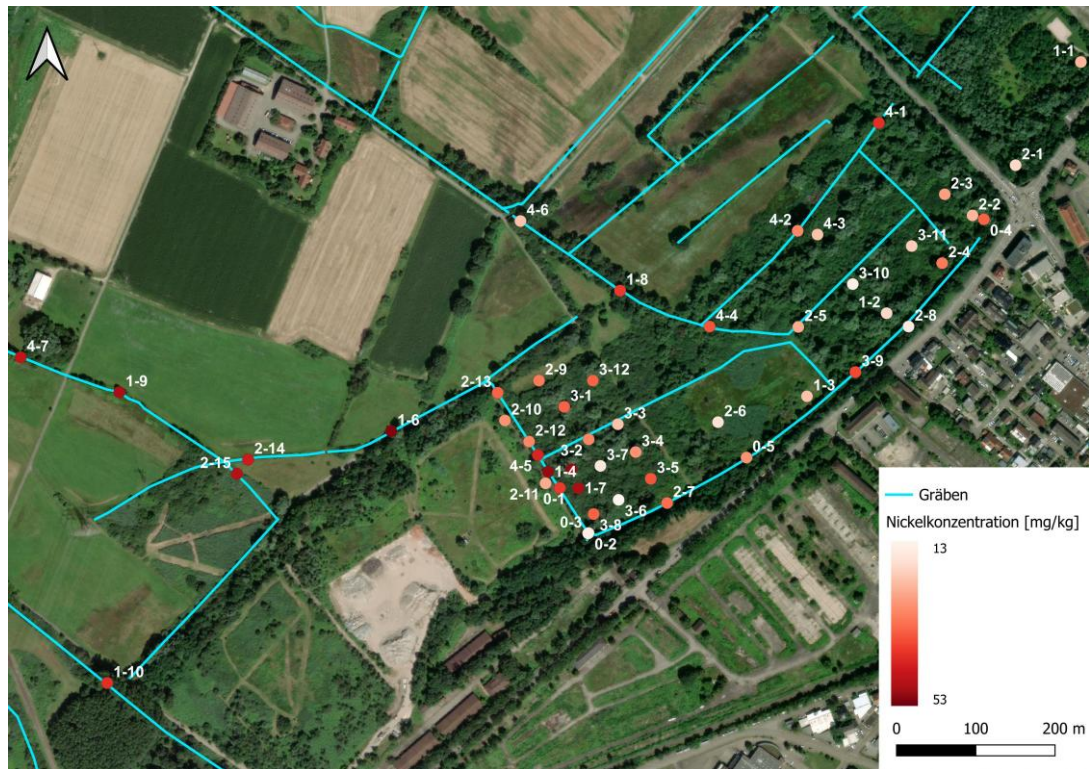


Abb. 81: (Schwer-)metallmesswerte im Rastatter Bruch – Nickel (Bachmann 2025)

Anhang 9.4: Relevante Schadstoffe und Schadstoffgruppen

Tab. 15: Relevante Schadstoffe und Schadstoffgruppen in urbanen Oberflächenabflüssen und ihre ökotoxikologischen und gesetzlichen Schwellenwerte (Bachmann 2025)

Schadstoffgruppe	Schadstoff	CAS-Nummer	Eher gelöst (L) oder eher partikulär gebunden (P)	JD-UQN [$\mu\text{g/l}$] in Binnengewässern	PNEC (Süßwasser) [$\mu\text{g/l}$]	UQN Biota [mg/kg Nassgewicht] oder UQN Sediment [mg/kg Trockengewicht]	PNEC (Sediment) [mg/kg Trockengewicht]	PNEC (Boden) [mg/kg Trockengewicht]	Als prioritärer gefährlicher Stoff eingestuft ^{a)}	Als ubiquitär persistenter, bioakkumulierbarer und toxischer Stoff eingestuft ^{a)}	Als Stoff eingestuft, der sich in Sedimenten und/ oder Biota anreichert ^{a)}	Hazard Quotient (Gosset et al. 2017)	Literaturquelle zum Vorkommen in urbanem Oberflächenabfluss
Schwermetalle													
	Arsen (As)	7440-38-2	P		5,6 ^{c)}	40 ^{b)} (Sediment)	70,5 ^{c)}	2,9 ^{c)}					Gaudefroy, 2024
	Blei und Bleiverbindungen (Pb)	7439-92-1	P	1,2 ^{a) b)} (bezogen auf bioverfügbare Konzentration)	2,4 ^{c)}		186 ^{c)}	212 ^{c)}	ja	nein	ja	8	Gaudefroy, 2024
	Cadmium und Cadmiumverbindungen (Cd)	7440-43-9	P	$\leq 0,08$ (Klasse 1), 0,08 (Klasse 2), 0,09 (Klasse 3), 0,15 (Klasse 4), 0,25 (Klasse 5) * ^{a) b)}	0,19 ^{c)}		1,8 ^{c)}	0,9 ^{c)}	ja	nein	ja	100-200	Gaudefroy, 2024

	Chrom (Cr)	7440-47-3	P		6,5 ^{c)}	640 ^{b)} (Sediment)	205,7 ^{c)}	21,1 ^{c)}				7	Gaudefroy, 2024
	Kupfer (Cu)	7440-50-8	P		6,3 ^{c)}	160 ^{b)} (Sediment)	87 ^{c)}	65 ^{c)}				900-1.000	Gaudefroy, 2024
	Mangan (Mn)	7439-96-5	P		34 ^{c)}		3,3 ^{c)}	3,4 ^{c)}					Gaudefroy, 2024
	Nickel und Nickelverbindungen (Ni)	7440-02-0	P	2 ^{a)} bzw. 4 ^{b)} (beide Werte bezogen auf bioverfügbare Konzentration)	0,5 ^{d)} (Ineris Vorschlag)		4 ^{d)} (Ineris Vorschlag)	4,3 ^{d)}	nein	nein	nein	30	Gaudefroy, 2024
	Thallium (Tl)	7440-28-0	L	0,2 ^{b)}	0,2 ^{d)}								Gaudefroy, 2024
	Zink (Zn)	7440-66-6	P		14,4 ^{c)}	800 ^{b)} (Sediment)	146,9 ^{c)}	83,1 ^{c)}				200-300	Gaudefroy, 2024
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) **			P			Summe der Benzo[a]pyrenäquivalente: 0,6 ^{a)} *** (Biota)			ja	ja	ja		Gaudefroy, 2024
	Benzo[a]pyren	50-32-8	P	0,00017 ^{b)}	0,05 ^{d)}	0,6 ^{a)} bzw. 5 ^{b)} (Biota)	0,543 ^{d)}		ja	ja	ja	10-20	Oberflächen-gewässer-verordnung, 2016
Pestizide													
	Glyphosat	1071-83-6	L	86,7 ^{a)} (für Süßwasser, das nicht für die Trinkwasseraufbereitung genutzt wird)	28 ^{d)}		1,3 ^{d)}		nein	nein	nein	5-6	Eriksson et al., 2007

	<i>Terbutylazin</i>	5915-41-3	L	0,5 ^{b)}	0,06 ^{d)}		0,0004 ^{d)}						Eriksson et al., 2007
Biozide													
	<i>Permethrin</i>	5264 5-53-1	L	2,7*10 ^{-4 a)}	3*10 ^{-5 e)}				nein	nein	ja	> 1.000	Gosset et al., 2017
	<i>Cypermethrin</i>	5231 5-07-8	L	8*10 ^{-5 b)} bzw. 3*10 ^{-5 a)}	1*10 ^{-5 e)}				nein	nein	ja	> 1.000	Gosset et al., 2017
	<i>Pentachlorphenol (PCP)</i>	87-86-5	L	0,4 ^{a) b)}	0,35 ^{d)}		0,0259 ^{d)}		ja	nein	nein	2	Eriksson et al., 2007
	<i>Diuron</i>	330-54-1	L	0,049 ^{a)} bzw. 0,2 ^{b)}	0,02 ^{f)}				nein	nein	nein	3-4	Burkhardt et al., 2009a
	<i>Cybutryn</i>	2815 9-98-0	L	0,0025 ^{a) b)}	0,001 ^{f)}				nein	nein	nein		Burkhardt et al., 2009a
	<i>Terbutryn</i>	886-50-0	L	0,065 ^{a) b)}	0,034 ^{f)}				nein	nein	nein		Burkhardt et al., 2009a
	<i>Carbendazim</i>	1060 5-21-7	L	0,2 ^{b)}	0,034 ^{f)} bzw. 0,15 ^{d)}								Burkhardt et al., 2009a
	<i>Mecoprop</i>	7085-19-0	L	0,1 ^{b)}	0 ^{c)}		0,001 ^{d)}	0,108 ^{c)}					Burkhardt et al., 2009b
Poly-chlorierte Biphenyle													Gaudefroy, 2024; Eriksson et al., 2007
	<i>PCB-101</i>	3768 0-73-2		0,0005 ^{b)}		0,02 ^{b)} (Sediment)						1-2	Oberflächen-gewässer-verordnung, 2016
Tenside													
	<i>Nonylphenol-ethoxylate</i>	8485 2-15-3	P	0,3 ^{b)} bzw. 0,037 ^{a)}	0,33 ^{d)}		0,039 ^{d)}	0,3 ^{d)}	ja	nein	nein	> 1.000	Eriksson et al., 2007; Clara et al., 2013
	<i>Octylphenol und seine Ethoxylate</i>	140-66-9	P	0,1 ^{a) b)}	1 ^{c)}		4,62 ^{c)}	2,3 ^{c)}	ja	nein	nein	8	Clara et al., 2013, Umweltbundesamt, 2017
Phthalate													
	<i>Bis(2-ethylhexyl)-</i>	117-81-7		1,3 ^{a) b)}			100 ^{c)}	13 ^{c)}	ja	nein	ja	200-300	Eriksson et al., 2007

	phthalat (DEHP)												
Per- und Polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS)			L	Summe PFOA-Äquivalente 0,0044 ^{a)}		Summe PFOA-Äquivalente 0,077 ^{a)} (Biota)			ja	ja	ja		Gaudefroy, 2024
	Perfluor-octansäure (PFOA)	335-67-1	L	0,0044 ^{a)}		0,077 ^{a)} (Biota)			ja	ja	ja		Europäische Kommission, 2022a
	Perfluor-octansulfonsäure (PFOS)	1763-23-1	L	0,00065 ^{b)}	25 ^{d)}	0,0091 ^{a)} (Biota)	0,067 ^{d)}	0,039 ^{d)}				1-2	Oberflächengewässer-verordnung, 2016
Phenole													
	Bisphenol-A (BPA)	80-05-7		$3,4 \times 10^{-5}$ ^{a)}	1,6 ^{d)}	$5 \cdot 10^{-6}$ ^{a)} (Biota)	0,036 ^{d)}	0,023 ^{d)}	ja	nein	nein	80	Clara et al., 2013
Nährstoffe													
	Nitrat (NO_3^-)		L	$50 \cdot 10^3$ ^{b)}									Gaudefroy, 2024

a) (Europäische Kommission, 2022a)

b) (Oberflächengewässerverordnung, 2016)

c) (Europäische Chemikalienagentur, 2023)

d) (Ineris, 2025a)

e) (Gosset et al., 2017)

f) (Burkhardt et al., 2009a)

* „Für Cadmium und Cadmiumverbindungen hängt die UQN von der Wasserhärte ab, die in fünf Klassenkategorien abgebildet wird (Klasse 1: <40 mg CaCO_3/l , Klasse 2: 40 bis <50 mg CaCO_3/l , Klasse 3: 50 bis <100 mg CaCO_3/l , Klasse 4: 100 bis <200 mg CaCO_3/l und Klasse 5: ≥ 200 mg CaCO_3/l).“ (Europäische Kommission, 2022a, S. 23)

** „Benzo(a)pyren (CAS 50-32-8) (RPF 1), Benzo(b)fluoranthren (CAS 205-99-2) (RPF 0,1), Benzo(k)fluoranthren (CAS 207-08-9) (RPF 0,1), Benzo(g,h,i)perylene (CAS 191-24-2) (RPF 0), Indeno(1,2,3-cd)pyren (CAS 193-39-5) (RPF 0,1), Chrysen (CAS 218-01-9) (RPF 0,01), Benzo(a)anthracen (CAS 56-55-3) (RPF 0,1) und Dibenz(a,h)anthracen (CAS 53-70-3) (RPF 1). Die PAK Anthracen, Fluoranthren und Naphthalin werden getrennt aufgeführt.“ (Europäische Kommission, 2022a, S. 23)

*** „Für die Gruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) [...] bezieht sich die Biota-UQN auf die Summe der Konzentrationen von sieben der acht in [**] aufgeführten PAK, ausgedrückt als Benzo(a)pyrenäquivalente auf der Grundlage der karzinogenen Potenzen der Stoffe im Vergleich zu Benzo(a)pyren, d. h. der RPF in [**]. Benzo(g,h,i)perylene muss nicht in Biota gemessen werden, um die Einhaltung der Biota-Gesamt-UQN zu bestimmen.“ (Europäische Kommission, 2022a, S. 24)

Anhang 9.5: PFAS-Fahne im Untersuchungsgebiet

Quelle: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW): PFAS-Karten Online.
Verfügbar unter: <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/wasser/pfc-karten-online>

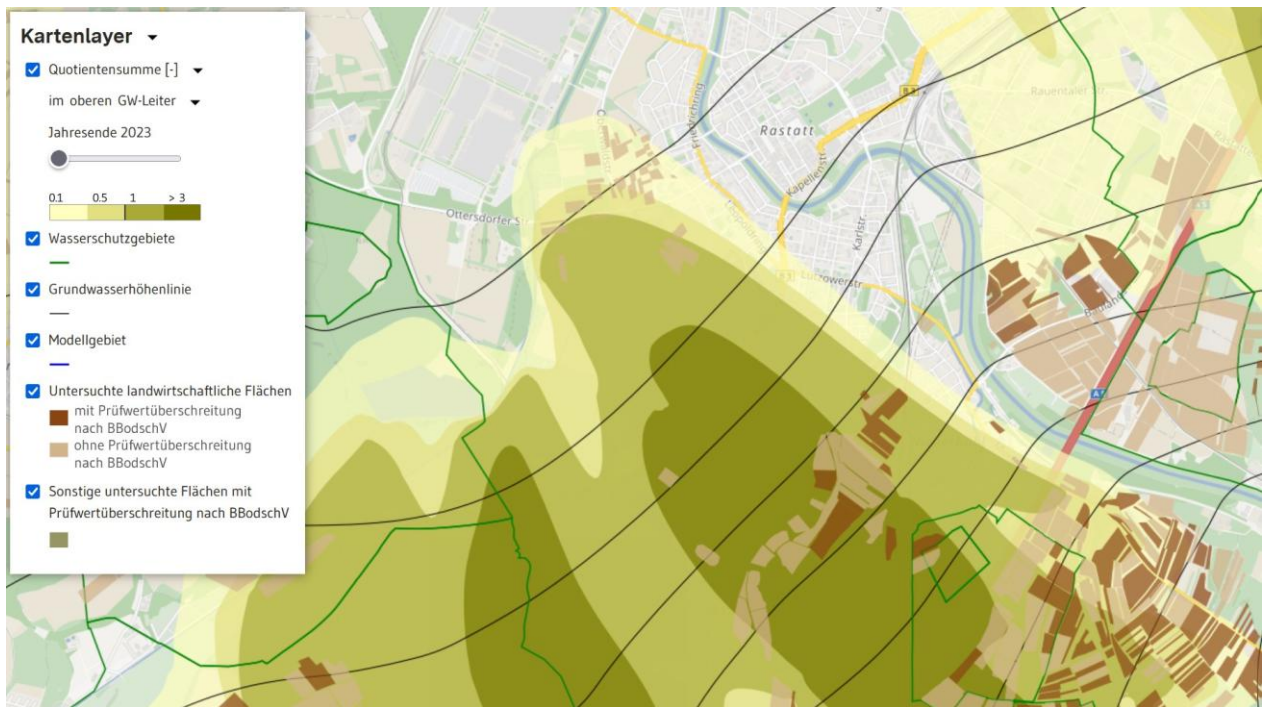


Abb. 82: PFAS-Fahne 2023 im oberen Grundwasserleiter

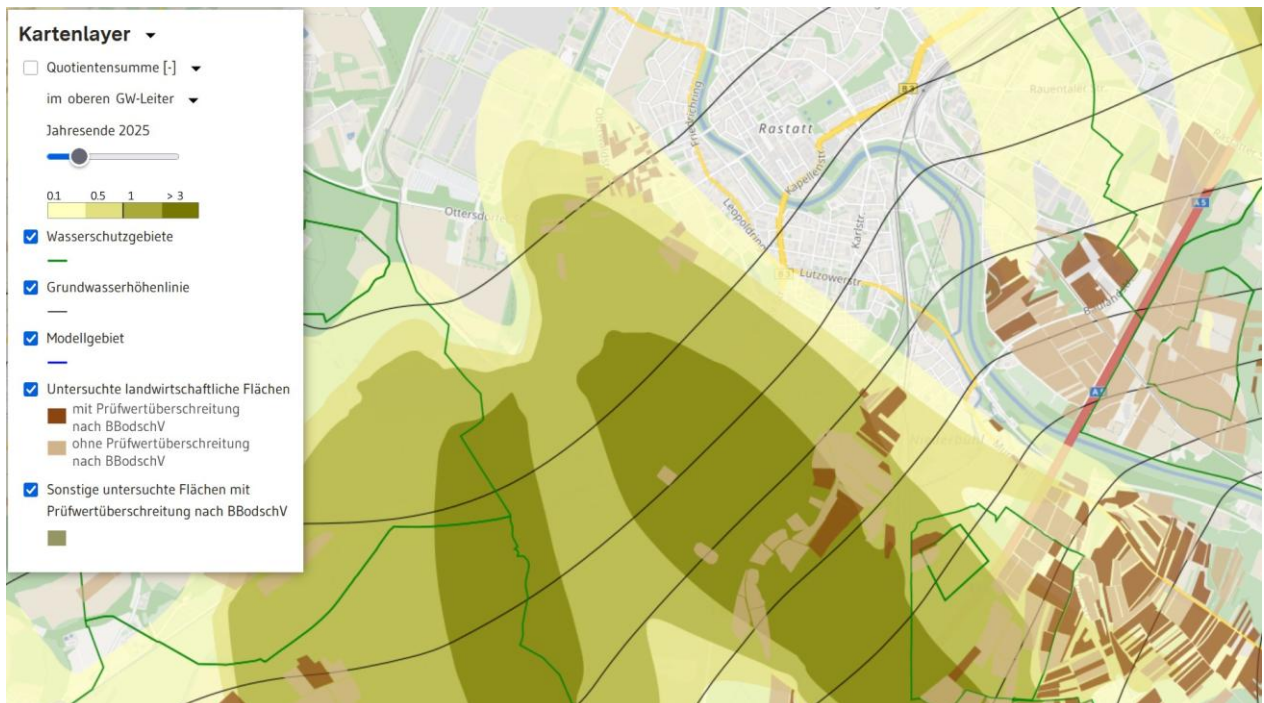


Abb. 83: PFAS-Fahne 2025 im oberen Grundwasserleiter



Abb. 84: PFAS-Karte: nur Hintergrundkarte (zur Orientierung)

Anhang 10: Wasseruntersuchungen: Messwerte

Tab. 16: Messwerte beispielhafter pH-Messungen im Rastatter Bruch

Probestelle	Probe	Probenart	pH	Temp. [°C]	Probedatum
Torf 1	Grundwassermessstelle	Wasserprobe	8.1	17.1	2025-11-13
Torf 1	Bodenwasser	Wasserprobe	6.9	16.9	2025-11-13
Torf 1	Bodenprobe neben Rohr	Bodenprobe	7.5	16.9	2025-11-13
Torf2	Grundwassermessstelle	Wasserprobe	7	17.1	2025-11-13
Torf2	Bodenprobe neben Rohr	Bodenprobe	6.9	16.9	2025-11-13
Probestau 3	Bodenwasser	Wasserprobe	6.7	16.8	2025-11-13
Graben GW03	Bodenwasser	Wasserprobe	6.6	16.9	2025-11-13
GW04	Bodenwasser	Wasserprobe	6.7	17	2025-11-13
Torf 1	Bodenwasser	Wasserprobe	6.8	10.8	2025-10-17
Probestau 3	Bodenwasser	Wasserprobe	7.0	10.8	2025-10-17
Graben GW03	Bodenwasser	Wasserprobe	6.9	11.2	2025-10-17
Torf 2	Bodenprobe	Bodenprobe	7.0	15.9	2025-10-17
Probestau 3	Bodenprobe	Bodenprobe	6.7	16.5	2025-10-17
Torf 1	Bodenprobe	Bodenprobe	6.5	16.9	2025-10-17

Tab. 17: Messwerte aller Wasserproben im Zulauf (Quelle: Gaudefroy 2024)

Annex X: Table showing the gross results from the water analysis

Day	NO3- (mg/L)	PO43- (mg/L)	Cl- (mg/L)	NO2- (mg/L)	NH4+ (mg/L)	EC (µS/cm)	pH
22-Feb	2.6	1.9	49.5			371	7.57
7-Mar	3.7	0.93	27.4	61	6.5	388	
8-Mar	3.7	0.93	27.4	61	6.5		7.85
22-Mar	2.7			32	7.22	933	7.44
25-Mar	6.6	0.34	56	32	1.7	149.8	7.54
26-Mar	11.4	1.3	26.5	43	6.8	363	7.82
27-Mar	8.7	2.2		40	9.35	532	7.72
28-Mar	8	0.44	5.8	32	1.65	99.8	7.24
3-Apr	7.8	0.22	5.5	39	0.36	75.2	7.47
4-Apr	8.7	0.03	2.3	30	0.27	58.7	7.4
5-Apr	6.9	1.56	13.9	32	6.04	279	7.73
8-Apr	3.6	4.1	57	37	17.35	800	7.83
9-Apr	0.7	4.32	60	41	20.2		8.03
30-Apr	8.6	2.64	88	90	37.8	1145	8.06
6-Jun	8.3	2.07	67.5	36	8.95	677	7.29
11-Jun	0.9	3.96	62.5	35	24	969	7.39
21-Jun	6.7	1.96	7.7	32	2.25	156.6	6.96
25-Jun	0.9	2.34	95	37	9.7	918	7.13
3-Jul	1.4	0.54	2.5	25	0.4	57.2	7.06
9-Jul	5.5	3.06	30.8	25	14.75	690	8.35
12-Jul	9.4	0.8	24.5	24	2.2	304	8.22
21-Jul	6.53	0.43	5.03	28.00	1.69	119.27	6.51

Anhang 11: Bericht zu den moorkundlichen Untersuchungen zur Altersbestimmung (an die Umweltstiftung Rastatt)

Bericht zur Förderung der ^{14}C -Moordatierungen im Rastatter Bruch

Im Rahmen des von der Stiftung Naturschutzfonds geförderten Projekts ‚Modellhafte Entwicklung eines stadtnahen Feuchtgebietes‘ wurden vom KIT-Aueninstitut Untersuchungen im Moorteil des Naturschutzgebietes Rastatter Bruch durchgeführt.

Bei den Altersbestimmungen wurden wir von Herrn Dr. Siegfried Schloss unterstützt, der leider Anfang 2026 unerwartet verstorben ist. Wir sind ihm zu großem Dank verpflichtet.

An Transekten wurden Moorprofile mit einer Moorklappsonde entnommen, um den Aufbau des Moorkörpers zu erforschen. Die Profile sind aus einer Tiefe von bis zu 3,50 m und enden mit dem sandig-kiesigen Grund des ehemaligen Rheinseitenarms. Dieser Rheinarm bildete vor Tausenden von Jahren das östliche Ufer des nacheiszeitlichen Rheins, wie das hohe Hochufer entlang der Kehler Straße eindrucksvoll belegt.

Unklar war bis dahin, wann dieser Rheinseitenarm das Hochufer bildete. Für die Datierung dieses Zeitraumes ist das Moor ein landschaftsgeschichtlicher Glücksfall. In dem Moment, als der Rheinseitenarm durch eine Verlagerung des damals morphologisch sehr aktiven Rheins vom Fluss abgekoppelt wurde und einen anderen Flusslauf nahm, entstand hier ein nicht mehr regelmäßig durchströmter Altarm. Dieser wurden bei selteneren, großen Hochwassern noch von Wasser und feinen Sedimenten des Rheins erreicht, stellte aber überwiegend ein abgekoppeltes Stillgewässer dar, welches zunächst durch Feinsedimente aus seltenen Überflutungen flacher wurde und eine nach unten abdichtende Schicht, eine sogenannte Mudde, entwickelte. Diese sorgte für den weiteren Erhalt des Gewässers, welches ohne die Mudde in den darunterliegenden Sand- und Kiesschichten versickert wäre. Der so entstandene See verlandete über die folgenden Jahrhunderte. Über der Mudde finden sich gut erhaltene Torfschichten, in denen sich vor allem Schilf-, Seggen- und Bruchwaldtorf erkennen lassen. Bis in die tiefsten Schichten sind sogar Stücke von Schilfhalmen, Seggen und Erlenholz deutlich erkennbar, die als sogenannte Makroreste bezeichnet werden.

Die oberste Schicht oberhalb von etwa 50 cm zeigt keine Makroreste, sondern die gesamte Torfsubstanz ist durch mikrobiellen Abbau zu einer homogenen Schicht vererdet. Dies ist eine Folge der Entwässerung des Moorkörpers, die seit über 150 Jahren durch Anlage und Erhalt von Drainagegräben erfolgt. Durch die Entwässerung des natürlicherweise wassergesättigten Moorkörpers dringt Sauerstoff in den Torf ein, der die Entwicklung von Mikroorganismen ermöglicht, welche den Torf mineralisieren. Dieser Prozess soll durch nachfolgende Vernässungsmaßnahmen nach Möglichkeit gestoppt werden.

^{14}C -Datierung

Der intakte Teil des Moorprofils ist ein Archiv der Entwicklungsgeschichte dieses Standortes seit Entstehung des Niedermoores aus dem ehemaligen Randsenkensee. Die Datierung der Schichten im pflanzlichen (und minimal auch tierischen) Material des Torfes ist durch Kohlenstoff-Isotopenanalyse möglich. Kohlenstoff hat einen sehr geringen natürlichen Anteil an radioaktiven Kohlenstoffatomen (^{14}C), der in lebenden Pflanzen durch die Gasaufnahme der Pflanzen im Gleichgewicht mit der Umgebung steht. Wenn die Pflanze abstirbt und im Torf konserviert wird, stoppt der Austausch. Der Gehalt an ^{14}C sinkt nur noch kontinuierlich durch den normalen radioaktiven Zerfall. Da die historischen Umweltkonzentrationen an ^{14}C bekannt

sind, kann durch Messung der Restradioaktivität und Differenzbildung das Alter der Biomasse bestimmt werden.

Die Untersuchungen wurden mit Hilfe von Herrn Dr. Siegfried Schloss (†), ehemals Mitarbeiter am Karlsruher Museum für Naturkunde, im Rastatter Bruch an ausgesuchten Proben aus verschiedenen Tiefen des Moores durchgeführt. Dafür wurden in verschiedenen Tiefen die Moorproben genommen und an ein Analyselabor verschickt.

Ergebnisse der Altersbestimmungen:
(BP = Jahre vor Heute)

Probe -53 cm: 1.950 +/- 30 BP

Probe -154 cm: 3.190 +/- 30 BP

Probe -250 cm: 5.330 +/- 30 BP

Probe -315 cm: 5.890 +/- 30 BP

Probe -350 cm: 4.690 +/- 30 BP

Die älteste Probe stammt den Messungen zufolge aus 3,15 m Tiefe. Die Probe aus 3,5 m Tiefe weist dagegen ein geringeres Alter auf. Diese Probe besteht nicht mehr aus reinem Torf, sondern geht in die feinschlammige Mudde des Seegrundes über. Eine mögliche Erklärung für das geringere Alter ist das Einwachsen einer Wurzel in die tiefere Schicht.

Der tatsächliche Beginn der Entstehung des Moores liegt also mehr als 6.000 Jahre zurück.

Pollenanalytische Untersuchungen:

Zudem war vorgesehen, mit der maßgeblichen fachlichen Unterstützung von Herrn Dr. Schloss die im Torf konservierten pflanzlichen Pollen zu untersuchen. Pollen sind die am besten langjährig erhaltenen Pflanzenteile. Sie können viele Tausend Jahre im Torf überdauern. Danach sind sie meist bis auf die Art oder wenigstens die Pflanzenfamilie bestimmbar. Dadurch können aus der Gesamtheit der vielen in einer Probe enthaltenen Pollen Schlüsse auf die damalige Vegetation gezogen werden. Moore sind Archive der Landschaftsgeschichte, in denen die nacheiszeitliche Entwicklung der Vegetation von der vegetationsarmen Eissteppe bis heute nachvollzogen werden kann (wenn das Moor alt genug ist).

Im Rastatter Bruch wurden in den verschiedenen Tiefen mit den ¹⁴C-Proben auch Pollenproben gesammelt. Leider stellte sich bei der Aufbereitung der Proben heraus, dass die Zersetzung der Pollen schon sehr weit fortgeschritten war, so dass eine ordentliche Analyse nicht möglich war. Zwar konnten in wenigen Schichten einige Pollen gefunden werden, aber leider nicht in gewohnter Menge und Qualität, so dass selbst die Bestimmung der Arten vielfach unmöglich war. Die Ursache für den schlechten Erhaltungszustand ist bis zuletzt unklar und gilt als sehr ungewöhnlich. Möglicherweise können erneute Bohrungen an anderer Stelle im Moor zu besser auswertbarem Material führen.

Anhang 12: Historische Luftbilder

Zeitreihe des Rastatter Bruchs. Luftbilder aus den Jahren 1968, 1980, 1989, 1999, 2009, 2018 und 2024. Quelle: LGL-BW (2026) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0, www.lgl-bw.de.



Abb. 85: Rastatter im Bruch im Jahr 1968



Abb. 86: Rastatter im Bruch im Jahr 1980



Abb. 87: Rastatter im Bruch im Jahr 1989



Abb. 88: Rastatter im Bruch im Jahr 1999



Abb. 89: Rastatter im Bruch im Jahr 2009



Abb. 90: Rastatter im Bruch im Jahr 2018



Abb. 91: Rastatter im Bruch im Jahr 2024

Anhang 13: Elektronischer Anhang

Diesem Bericht liegen folgende Abschlussarbeiten als elektronischer Anhang bei (vollständige bibliographische Angaben siehe Literaturverzeichnis):

Bachmann, V. (2025)

Erami, R. (2023)

Gaudefroy, S. (2024)