



Wasser- und Nitratbilanz

der Widenquellen im Klettgau

Valentin Müller

Bachelorarbeit
Studiengang Umweltingenieurwissenschaften

Oktober 2009

ETH

Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
Swiss Federal Institute of Technology Zurich

Das Titelbild zeigt die Brunnenstube der Drainageleitung „Stollengang“. Sichtbar sind die schräg eingelassenen Ablaufrohre für die Transportleitung, die Überlauföffnung in der Wand, sowie die Entleerungsöffnung mit Schieber.

Zusammenfassung

Das Klettgau ist eine landwirtschaftlich sehr intensiv genutzte Region, weshalb vielerorts erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet werden, die ihre Ursache vor allem in den Stickstoffverlusten aus der Landwirtschaft haben. Mit dieser Arbeit wurde eine Wasser- und Nitratbilanz für die Widenquellen bei Neunkirch im schweizerischen Klettgau durchgeführt. Die Widenquellen wiesen in der Vergangenheit massiv erhöhte Nitratkonzentrationen auf, die dabei stets über dem Toleranzwert für Nitrat nach Lebensmittelrecht von $40 \text{ mg}_{\text{NO}_3}/\text{l}$ lagen. Anfang der Neunziger Jahren lagen sogar Maximalwerte bis etwa $100 \text{ mg}_{\text{NO}_3}/\text{l}$ vor. Im Gegensatz zu den Widenquellen konnten die Nitratkonzentrationen in den umliegenden Grundwasserpumpwerken durch entsprechende Massnahmen in der Landwirtschaft grösstenteils unter das Qualitätsziel nach Gewässerschutzverordnung von $25 \text{ mg}_{\text{NO}_3}/\text{l}$ gesenkt werden. Obwohl auch in den Widenquellen ein Rückgang beobachtet werden konnte, bewegt sich die Nitratkonzentration heute immer noch um einen Wert von $50 \text{ mg}_{\text{NO}_3}/\text{l}$. Diese Abweichung der Nitratkonzentration der Widenquellen zu den umliegenden Grundwasserpumpwerken soll mit dieser Arbeit untersucht werden.

Zunächst wurde eine Wasserbilanz durchgeführt, um die bisher unbekannt Grösse des Einzugsgebietes mit den gemessenen Abflussdaten abschätzen zu können. Die verwendete Wasserbilanz umfasst die Prozesse Niederschlag, Evaporation sowie Tiefenversickerung, welche letztendlich zur Neubildung führt. Zur Berechnung der Evapotranspiration wurde die Methode von Penman-Monteith nach FAO verwendet. Die durchschnittliche Tiefenversickerung, welche nach dem Transport durch die ungesättigte Zone zur Neubildung wird, betrug zwischen den Jahren 2001 und 2008 pro Jahr 242 mm . Aus der berechneten Neubildung und dem gemessenen Abfluss der Widenquellen von 1.5 l/s konnte die Einzugsgebietsfläche zu 20 Hektar bestimmt werden.

Für die Nitratbilanzierung wurde die Auswaschungsmatrix nach Prasuhn und Spiess verwendet, welche auf der Beobachtung beruht, dass die ausgewaschene Nitratmenge vor allem von der Fruchtfolge abhängt. Mit dieser Matrix konnte aus den vorhandenen Fruchtfolgedaten eine jährliche Auswaschungsrate bestimmt werden, die mit einem angenommenen Jahresgang auf die zwölf Monate verteilt wurde. Der Jahresgang berücksichtigt die Tatsache, dass vor allem während des Kulturübergangs nach der Ernte die maximale Nitratauswaschung stattfindet. Für den gesamten Simulationszeitraum von Juli 2004 bis März 2009 wurde für eine Einzugsgebietsfläche von 14 ha eine Nitratfracht von 2890 kg_N berechnet, wobei die beobachtete Nitratfracht 2680 kg_N beträgt.

Danksagung

Ich möchte mich ganz herzlich bei meinem Betreuer Dr. Matthias Willmann bedanken, der immer Zeit und Rat für mich gefunden hat. Nicht nur stand seine Türe immer für mich offen, sondern er investierte auch einige Zeit um mich zu Feldbegehungen in das Untersuchungsgebiet zu begleiten, und half mir zudem bei der Beschaffung der nötigen Daten.

Ausserdem bedanke ich mich herzlich bei Herrn Prof. Dr. Fritz Stauffer, der mich bei der Wahl der passenden Methodik immer sehr hilfreich unterstützte.

Mein weiterer Dank gilt an Dr. Iwan Stössel, Leiter des Fachbereiches Altlasten des Amtes für Lebensmittelkontrolle und Umweltschutz im Kanton Schaffhausen. Er trug die nötigen Daten zusammen, und hat einen wesentlichen Beitrag dazu geleistet, dass die Fruchtfolgedaten zur Verfügung gestellt wurden.

Weiterhin möchte ich dem Klettgauer Landwirt Hansueli Müller danken, der die verloren geglaubten Pläne der Drainageleitungen der Widenquellen bzw. des Niederdrucknetzes von Neunkirch bereitgestellt hat.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	5
1.1	Erhöhte Nitratkonzentration	6
1.1.1	Bisherige Massnahmen.....	7
1.2	Stickstoffkreislauf	9
1.3	Ökologische und toxikologische Bedeutung von Nitrat	10
1.4	Charakterisierung des Einzugsgebietes	11
1.4.1	Geologie und Boden.....	11
1.4.2	Lage des Untersuchungsgebietes.....	13
2	Methoden	15
2.1	Wasserbilanz	15
2.2	Nitratbilanz	22
2.3	Transportmodellierung	26
2.3.1	Transport der ungesättigten Zone.....	26
2.3.2	Transport der gesättigten Zone.....	27
3	Resultate	28
3.1	Wasserbilanz	28
3.1.1	Grösse des Einzugsgebietes.....	29
3.2	Transportmodellierung	32
3.2.1	Transport der ungesättigten Zone.....	32
3.2.2	Transport der gesättigten Zone.....	34
3.3	Nitratbilanz	35
4	Diskussion	37
4.1	Wasserbilanz	37
4.2	Transportmodellierung	39
4.3	Nitratbilanz	40
4.3.1	Differenz zwischen Eintrag und Austrag.....	40
4.3.2	Rückgang der Nitratkonzentration.....	42
5	Schlussfolgerungen	44
6	Literaturverzeichnis	46

1 Einführung

Das Klettgau befindet sich in der Grenzregion Schweiz und Deutschland, mit dem östlichen Teil im Kanton Schaffhausen und dem westlichen Teil im Landkreis Waldshut. In der sogenannten Klettgaurinne befinden sich die *Widenquellen*, welche östlich der Gemeinde Neunkirch durch Drainagen gefasst werden (vgl. Abbildung 1), und deren Wasser für die Stadtbrunnen der Gemeinde Neunkirch verwendet wird. Auf dem Gebiet der Widenquellen befand sich früher ein Moor- und Sumpfgebiet, wobei mehrere natürliche Quellen bestanden. Um das Gebiet ackerbaulich nutzen zu können, wurde das vernässte Gebiet drainiert, und das Wasser abgeleitet.

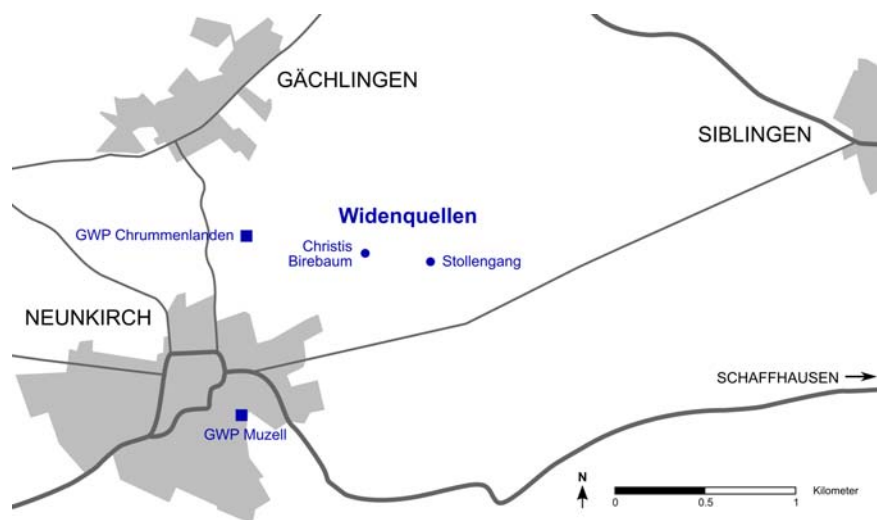


Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebietes.

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung in den vergangenen Jahrzehnten hat zu einem vermehrten Stickstoffeintrag in die Böden geführt, was letztendlich auch zu erhöhten Nitratwerten im Grundwasser geführt hat. Dabei lag die Nitratkonzentration im Wasser der Widenquellen stets über den Werten der umliegenden Grundwasserwerke. Im Klettgau wurden bereits in den siebziger Jahren in den Grundwasserpumpwerken überhöhte Nitratkonzentrationen festgestellt, weshalb Mitte der achtziger Jahre erste Studien durchgeführt wurden, um die Machbarkeit der Nitratreduktion in der Landwirtschaft zu untersuchen. Mit dem Abschluss der grenzüberschreitenden INTERREG II-Studie im Jahr 1998 lagen Informationen zu den Zuströmbereichen der Grundwasserfassungen und dem Fließregime des Grundwassers vor. Gestützt auf diese Informationen wurde im Jahr 2000 das Pilotprojekt „Nitratreduktion im Klettgau“ in die Wege geleitet. Dieses Projekt hatte die Verminderung der Nitratemissionen aus der Landwirtschaft zum Ziel.

Im Rahmen dieses Pilotprojektes erhielt das Institut für Umweltingenieurwissenschaften an der ETH Zürich den Auftrag, das bestehende Grundwassermodell zu optimieren. Verbunden mit diesem Auftrag wurde diese Bachelorarbeit ausgeschrieben, die die Durchführung einer Wasser- und Nitratbilanz der Widenquellen zum Thema hatte. Ein Ziel der Arbeit sollte sein die Frage zu klären, warum die Nitratwerte der Widenquellen von den umliegenden Grundwasserpumpwerten abweichen.

1.1 Erhöhte Nitratkonzentration

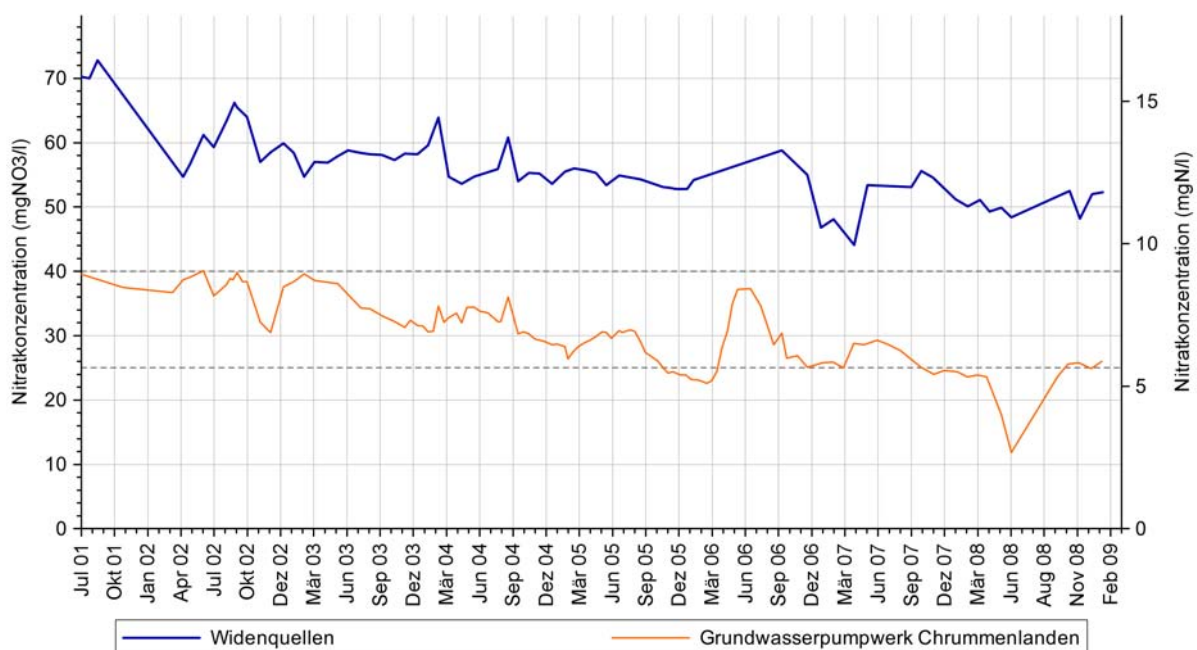


Abbildung 2: Verlauf der Nitratkonzentration der Widenquelle bei Neunkirch sowie des Grundwasserpumpwerkes Chrummenlanden zwischen Juli 2001 und Februar 2009 in mg_N/l auf der linken Achse und mg_{NO₃}/l auf der rechten Achse. Die obere horizontale gestrichelte Linie repräsentiert den Toleranzwert für Nitrat von 40 mg_{NO₃}/l nach Lebensmittelbuch, die untere Linie die Anforderung der Gewässerschutzverordnung von 25 mg_{NO₃}/l.

In der schweizerischen Gesetzgebung wird durch die Gewässerschutzverordnung (GSchV) ein Qualitätsziel von 25 mg_{NO₃}/l (entsprechend 5.6 mg_N/l) für Nitrat in Trinkwasser vorgeschrieben [1], im Lebensmittelrecht gilt für Trinkwasser zudem ein Toleranzwert von 40 mg_{NO₃}/l (entsprechend 9 mg_N/l) [2].

In den Trinkwasserfassungen im Klettgau wurde in den vergangenen 30 Jahren der Grenzwert nach GSchV vielerorts überschritten. Im Pumpwerk Chrummenlanden bei Gächlingen wurden in den neunziger Jahren Nitratkonzentrationen bis rund 55 mg_{NO₃}/l beobachtet, im Pumpwerk Neunkirch Muzzell Werte bis ca. 35 mg_{NO₃}/l [3]. Aus diesem Grund konnte das Grundwasser des Pumpwerkes Chrummenlanden zwischen 1995 und 2005 nahezu nicht genutzt werden.

Das Wasser der Widenquellen wies verglichen mit den umliegenden Trinkwasserfassungen stets eine höhere Nitratkonzentration auf. In Abbildung 2 ist der Nitratverlauf der Widenquellen sowie des Grundwasserpumpwerkes Chrummenlanden ab dem Jahr 2001 dargestellt. Beide Grundwasserpumpwerke entnehmen das Wasser aus einem tiefen Aquifer, dessen Grundwasseroberfläche sich etwa 70 Meter unter der Geländeoberfläche befindet. Die Widenquellen dagegen beziehen das Wasser aus einem relativ geringmächtigen Aquifer, der sich nur wenige Meter unter der Geländeoberfläche befindet.

Obwohl auch in den Widenquellen die Nitratkonzentration in den letzten Jahren einem Abwärtstrend unterlag, liegen die derzeitigen Nitratkonzentrationen immer noch über dem Toleranzwert nach Lebensmittelrecht, weshalb deren Wasser bis heute nicht wieder als Trinkwasser zugelassen ist. Anfang der Neunziger Jahren bewegte sich die Nitratkonzentration der Widenquellen zwischen 90-100 mg_{NO₃}/l, und ist dann ab 1995 bis Anfang 2001 auf ca. 70 mg_{NO₃}/l gesunken. In folgenden Jahren ist die Nitratkonzentration stetig auf etwa 50-55 mg_{NO₃}/l zu Beginn des Jahres 2009 gesunken.

1.1.1 Bisherige Massnahmen

Das Klettgau ist eine landwirtschaftlich geprägte Region, und auch das Untersuchungsgebiet ist umringt von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diese Flächen werden hauptsächlich als Ackerland genutzt, die Viehhaltung spielte im Klettgau seit jeher eine untergeordnete Rolle. Seit dem Zweiten Weltkrieg bis etwa 1995 wurde eine Intensivierung in der landwirtschaftlichen Produktion im Kanton Schaffhausen vollzogen, um der Vorgabe des Bundes nach einem hohen Selbstversorgungsanteil in der Nahrungsmittelproduktion nachzukommen [3]. Folglich nahm auch der Einsatz an Kunstdüngern zu, was zu den erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser beigetragen hatte.

Nach dauerhaft hohen Nitratwerten im Grundwasser wurden dann Ende der neunziger Jahre im Rahmen des INTERREG II-Projektes erste Untersuchungen zu möglichen Eintragspfaden von Nitrat in das Grundwasser gemacht. Ausserdem wurde ein Massnahmenkatalog vorgelegt, welcher auf Massnahmen an der Quelle, d.h. in der Landwirtschaft, fokussiert war.

Im Jahr 2001 wurde dann die Genehmigung für das „Pilotprojekt Nitratreduktion im Klettgau“ vom Bundesamt für Landschaft (BLW) verfügt. Basierend auf den Erkenntnissen der INTERREG II-Studie sollte mit diesem Projekt eine Reduktion der Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in das Grundwasser vermindert werden. Dieses Ziel sollte durch sechsjährige Verträge (Basispaket „NPlus“) zwischen Kanton und Landwirten auf freiwilliger Basis verwirklicht werden. Als Gegenleistung für die vertraglich vorgeschriebenen Massnahmen erhalten die Landwirte Ausgleichszahlungen über eine Höhe von 400 Fr. pro Hektar und Jahr,

finanziert vom Kanton Schaffhausen und vom Bund. Bis Ende 2008 waren rund 79% der landwirtschaftlich genutzten Fläche und damit 260 ha des Projektgebietes unter Vertrag [4]. Die Massnahmen von NPlus beinhalten Stickstoffdüngung nach Bedarf, sowie rasche Wiederbegrünung nach der Ernte und Düngeverbot im Winter. Ausserdem werden Einschränkungen in der Fruchtfolge gemacht, welche den Anbau von nitrat- auswaschungsgefährdeten Kulturen begrenzen. Zudem werden diverse Einzelmassnahmen („Einzelmassnahmen Pilotprojekt“, „EMPP“) zusätzlich zu „NPlus“ abgegolten, wie zum Beispiel die Ausdehnung von extensiv genutztem Grünland oder Aussaat ohne vorige Bodenbearbeitung (Direktsaat). Hier ist Nitrat- auswaschung verglichen mit der konventionellen Saat mit vorausgehendem Pflügen geringer, da präferentielle Fliesswege, z.B. Regenwurmgänge nicht zerstört werden [5]. Somit kann Regenwasser schneller infiltrieren, wobei sich das Nitratgleichgewicht des Wassers nicht vollständig einstellen kann.

Bis Ende 2008 betrug der Anteil an extensiv genutzten Wiesen etwa 59 ha und somit 20 % der Vertragsflächen. Rund zwei Drittel der extensiven Wiesen wurden ehemals intensiv als Ackerland genutzt.

Betrachtet man den zeitlichen Verlauf der Nitratkonzentration der Klettgauer Grundwasserpumpwerke (vgl. Abbildung 2) so zeigt sich, dass mit den Massnahmen des Pilotprojektes die Nitratkonzentrationen der umliegenden Grundwasserpumpwerke auf den angestrebten Grenzwert nach GSchV abgesenkt werden konnten. Daher wurde das Projekt nach Ablauf der Pilotphase im Jahr 2007 weitergeführt, und befindet sich nun bis 2012 in der zweiten Projektphase, welche zum Ziel hat, die bisherigen Massnahmen fortzuführen und zu optimieren.

Die Widenquellen liegen am südlichen Rand des Gebietes des Pilotprojektes. Richtung Osten endet das Projektgebiet von der Fassung „Stollengang“ nach 115 m, nach Westen von der Fassung „Christis Birebaum“ nach etwa 80 m und nach Süden ist der Gebietsrand in etwa 85 m Entfernung durch den Widenbach gesetzt.

1.2 Stickstoffkreislauf

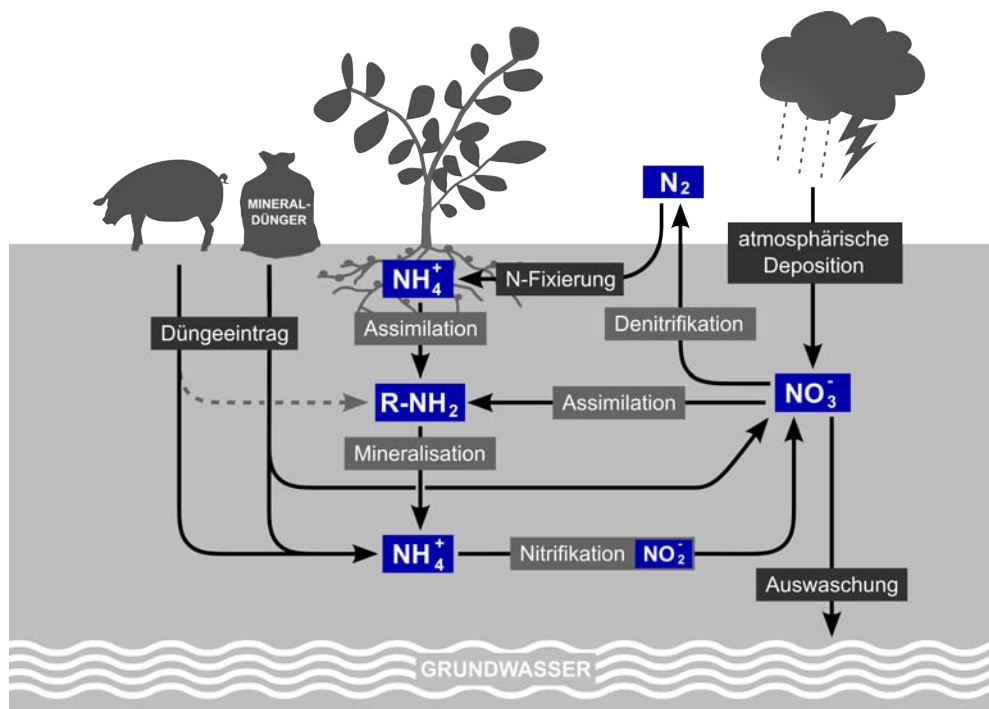


Abbildung 3: Schematische Darstellung des Stickstoffkreislaufes unter Berücksichtigung der wichtigsten Ein- und Austragspfade für Stickstoff im Boden (vereinfacht).

Um eine Nitratbilanz durchführen zu können, ist es nötig, die möglichen Eintrags- und Austragspfade von Stickstoff im System Boden zu kennen. Stickstoff ist für Pflanzen ein essentielles Hauptnährelement und daher auch ertragsbestimmend. Daher wird in der Landwirtschaft versucht, durch Zugabe von Stickstoffdünger eine optimale Stickstoffverfügbarkeit für die Feldfrucht zu gewährleisten. Stickstoff wird einerseits durch Handelsdünger als Ammonium- oder Nitratsalze und andererseits durch organisch gebundenes Ammonium in Form von Mist oder Gülle dem Feld zugeführt. Bis in die neunziger Jahre betrug die Stickstoffzufuhr durch Dünger im Klettgau durchschnittlich $120 \text{ kg}_N/\text{ha}$ [3].

Neben diesem künstlichen Eintragspfad spielen die natürlichen Stickstoffquellen der Stickstofffixierung und der atmosphärischen Deposition für den Stickstoffkreislauf, welcher in Abbildung 3 vereinfacht dargestellt ist, eine entscheidende Rolle. Die biologische Fixierung von gasförmigem Stickstoff (N_2) geschieht ausschliesslich bakteriell, entweder symbiotisch oder durch freilebende Mikroorganismen. Die symbiotische N_2 -Fixierung geschieht durch *Rhizobium* in Symbiose beispielsweise mit der Leguminose Klee. Nach der Infektion der Wurzelhaare bilden sich Ansammlungen von *Rhizobium* in Form von Knöllchen. Die Wirtspflanze erhält organisch gebundenes Ammonium und liefert im Gegenzug Kohlenstoffverbindungen als Energiequelle für die Bakterien [6]. Ähnlich funktioniert die Symbiose zwischen *Frankia* und

Erlen, welche in Europa eine gewisse Relevanz aufweist. Freilebende stickstofffixierende Bakterien sind z.B. *Azotobacter* oder *Clostridium*. Die Bindungsleistung alleine von *Rhizobium* beträgt unter optimalen Bedingungen ca. 100 - 300 kg_N/ha [7].

Ein weiterer natürlicher Eintragspfad für Stickstoff ist der Niederschlag von Salpetersäure gelöst in Regenwasser, welches durch Blitzschlag bzw. in Verbrennungsmotoren oder Kesselanlagen aus dem Stickstoffmolekül und Sauerstoff entsteht. Der Stickstoffeintrag durch atmosphärische Deposition betrug im Jahr 2000 in der Region des Klettgaus etwa 20 kg_N/a [8].

Stickstoffverlust hingegen, geschieht primär durch den Abzug von Biomasse mit der Ernte, in welcher Stickstoff hauptsächlich in Aminogruppen (R-NH₂) vorhanden ist. Organisch gebundener Stickstoff kann nach Mineralisation zu Ammonium (NH₄⁺), bakteriell z.B. durch *Nitrosomonas* oder *Nitrospira* über Nitrit (NO₂⁻) in Nitrat (NO₃⁻) überführt werden. Dieser aerobe Prozess trägt den Namen Nitrifikation und stellt den Pflanzen frei verfügbaren Stickstoff in anorganischer Form zur Verfügung, welcher durch Assimilation erneut in die Biomasse eingebaut werden kann. Unter anaeroben Bedingungen kann Nitrat wiederum bakteriell z.B. durch *Pseudomonas* schrittweise mit den Zwischenprodukten Nitrit, Stickstoffmonoxid (NO) und Distickstoffoxid (N₂O) zu gasförmigem Stickstoff reduziert werden. Diese sogenannte Denitrifikation findet ausschliesslich unter Sauerstoffabschluss statt, beispielsweise unter Stau- oder Grundwassereinfluss.

Ist im Boden nun mehr Nitrat vorhanden als von den Pflanzen aufgenommen werden kann, kommt es bei Wassersättigung z.B. nach Niederschlägen vermehrt zur Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser, was wiederum einen Verlust von Stickstoff bedeutet. Nitrat wird im Vergleich zu Ammonium aufgrund seiner negativen Ladung kaum von den negativ geladenen Oberflächen im Boden, wie beispielsweise Tonmineralien, adsorbiert. Nitrat ist aus diesem Grund zwar besser pflanzenverfügbar als Ammonium, und dadurch die bevorzugte Aufnahmeform von Stickstoff, jedoch ist es auch um ein Vielfaches mobiler und kann durch Wasser leicht über weite Strecken abtransportiert werden.

1.3 Ökologische und toxikologische Bedeutung von Nitrat

Heute ist es ein umweltpolitisches Ziel, die Stickstoffeinträge in die Gewässer zu vermindern. Nitrat wird nicht im Grundwasser abgebaut, sondern gelangt aus dem Grundwasser in die Oberflächengewässer und wird letztendlich durch die Flüsse in die Meere transportiert. Das Grundwasser der Klettgaurinne gelangt dabei ausschliesslich über den Rhein in die Nordsee, wo Stickstoff die limitierende Stoffgrösse ist und somit zur Meeresdüngung beiträgt. Nach einer grossen Algenblüte im Jahr 1988 haben sich die Staaten, deren Abflüsse in die Nordsee

gelangen, dazu verpflichtet die Nitratemissionen um 50% zu reduzieren [7], darunter auch die Schweiz.

Für den Menschen ist Nitrat selbst nicht giftig, erst wenn Nitrat z.B. bakteriell im Speichel zu Nitrit umgewandelt wird, können toxische Erscheinungen auftreten. Einerseits konkurriert Nitrit mit Sauerstoff um die Bindung an Hämoglobin, dem sauerstoffbindenden Protein der roten Blutkörperchen, welches mit Nitrat als Methämoglobin keinen Sauerstoff mehr aufnehmen kann. Im Zusammenhang mit hohen Nitratwerten im Trinkwasser wird auf der Gefahrenseite immer damit argumentiert, dass hierdurch insbesondere bei Säuglingen die Gefahr einer Zyanose, der Unterversorgung an Sauerstoff, bestehe. Jedoch konnte die Hypothese, nitratbelastetes Trinkwasser sei für das Auftreten die Säuglingszyanose verantwortlich, widerlegt werden. Die Erkrankung konnte dabei vielmehr auf das Mitwirken einer bakteriell bedingten Darminfektionen zurückgeführt werden [9].

Ein mögliches weiteres Gesundheitsrisiko ist die Bildung von Nitrosaminen bzw. Nitrosamiden aus Nitrit unter sauren Bedingungen, wobei diese Stoffe im Verdacht stehen kanzerogen zu wirken. Jedoch konnte bisher der Zusammenhang zwischen überhöhter Nitratexposition und steigendem Krebsrisiko nicht belegt werden [10].

Obwohl von Nitrat also nach heutigem Wissensstand kein akutes Gesundheitsrisiko ausgeht, gilt es als Indikatorstoff für anderweitige Verschmutzungen. Dies sind beispielsweise unerwünschte Mikroorganismen, welche von dem erhöhten Nährstoffangebot profitieren oder wie z.B. bei Fäkalbakterien gleichen Ursprungs sind wie der Stickstoffeintrag.

1.4 Charakterisierung des Einzugsgebietes

1.4.1 Geologie und Boden

Das Gebiet rund um Neunkirch liegt im Schaffhauser Tafeljura, welcher hauptsächlich aus Muschelkalk und Malmkalken besteht [11]. Die Klettgaurinne wurde während des Pleistozäns durch erosive Schmelzwasserflüsse der Rhein- und Linthgletscher geformt und später durch die Riss-Vergletscherung aufgeschottert. Nachdem der weiter vorgestossene Aaregletscher den Abfluss aus dieser Vertiefung verhinderte, bildete sich ein Stausee, auf welchen Seesedimente und Ablagerungen von Moränenmaterial zurückzuführen sind [12].

Heute bildet der Randen die nordöstliche Grenze der Klettgaurinne, südöstlich ist das Gebiet durch den Südranden und westlich durch die Wutach begrenzt. Der Grundwasserspiegel des tiefen Aquifers, aus dem das Grundwasserpumpwerk Chrummenlanden Trinkwasser bezieht, befindet sich bei den Widenquellen auf etwa 385 m.ü.M., bei einer Geländeoberfläche von etwa 449 m.ü.M. Darüber befindet sich ein zweites geringmächtiges Grundwasserstockwerk

[3] mit Seesedimenten als stauende Schicht (vgl. Abbildung 4), welches allerdings nicht durchgängig in der Klettgaurinne vorhanden ist. Dieser höhere Aquifer besteht vielmehr aus einzelnen Inseln, die nur eine geringe Vernetzung untereinander aufweisen. Im Bericht „Pilotprojekt Nitratreduktion im Klettgau“ wird davon ausgegangen, dass das Grundwasser einer Insel dieses höheren Grundwasserstockwerkes in den Widenquellen zutage tritt. Der Einlauf der Drainage in den Brunnenchaft der Quellfassung „Stollengang“ befindet sich etwa ein- einhalb bis zwei Meter unterhalb der Geländeoberfläche. Es wird davon ausgegangen, dass die wasserstauende Schicht nicht sehr viel tiefer liegt.

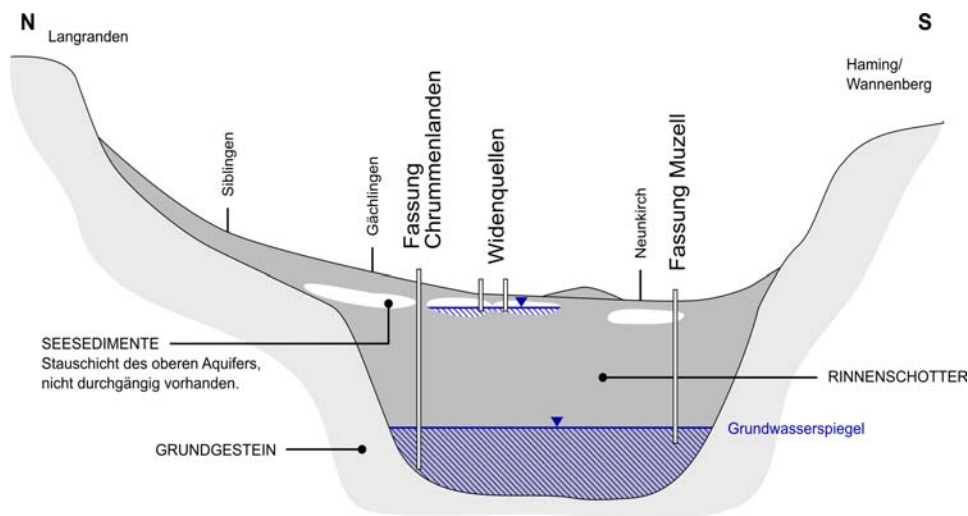


Abbildung 4: Schematischer Querschnitt durch die Klettgaurinne im Bereich der Grundwasserfassungen Chrummenlanden und Muzell sowie der Widenquellen. Übernommen aus Biedermann et al. [3] und abgeändert.

Die Widenquellen werden über zwei Drainagen, durch die Fassung „Christis Birebaum“ und durch die Fassung „Stollengang“, drainiert (vgl. Abbildung 5). Diese Drainageleitungen befinden sich in einem Gebiet mit zumeist grundwasservernässten Böden. Vorwiegend sind dies Buntgleye, am Rand des Gebietes auch Braunerdegleye. Dabei handelt es sich um ziemlich flachgründige bis mässig tiefgründige (Gründigkeit ca. 10-70 cm), schwach skeletthaltige und drainierte Böden auf Kalkschutt [13]. Die Fassung „Christis Birebaum“ befindet sich eher am Rand des Gebietes mit vernässten Böden, welches Teils bereits nach 50 m endet, wobei die Mächtigkeit des umliegenden Bodens zwischen 30 bis 70 cm beträgt. Eher grösser ist der Radius der vernässten Böden um die Fassung „Stollengang“, hier endet das vernässte Gebiet frühestens nach 100 m. Die umliegenden Böden dieser Fassung sind zwischen 10-50 cm mächtig, und damit eher geringmächtiger als die Böden rund um die Fassung „Christis Birebaum“.

Aus der Bodenkarte im Anhang A 3 ist die genaue Lage der Bodentypen zu entnehmen. Nach der geologischen Karte [11] aus dem Jahr 1981 befand sich einst an der Stelle des Drainageschachtes „Stollengang“ ein schwach torfbildendes Moor und am südlichen Rand in Richtung

Widenbach ein Sumpfgebiet. Vermutlich aber stützt sich die geologische Karte auf frühere Aufzeichnungen, zu Beginn der achtziger Jahre dürfte zumindest schon die Drainage „Stollengang“ bestanden haben und das Moor war wohl bereits entwässert. Da die Drainagen gebaut wurden, um die vernässten Böden vollständig ackerbaulich nutzbar zu machen, können die staunassen Böden einen ersten Hinweis auf die Ausdehnung des Einzugsgebietes der Widenquellen geben.

1.4.2 Lage des Untersuchungsgebietes

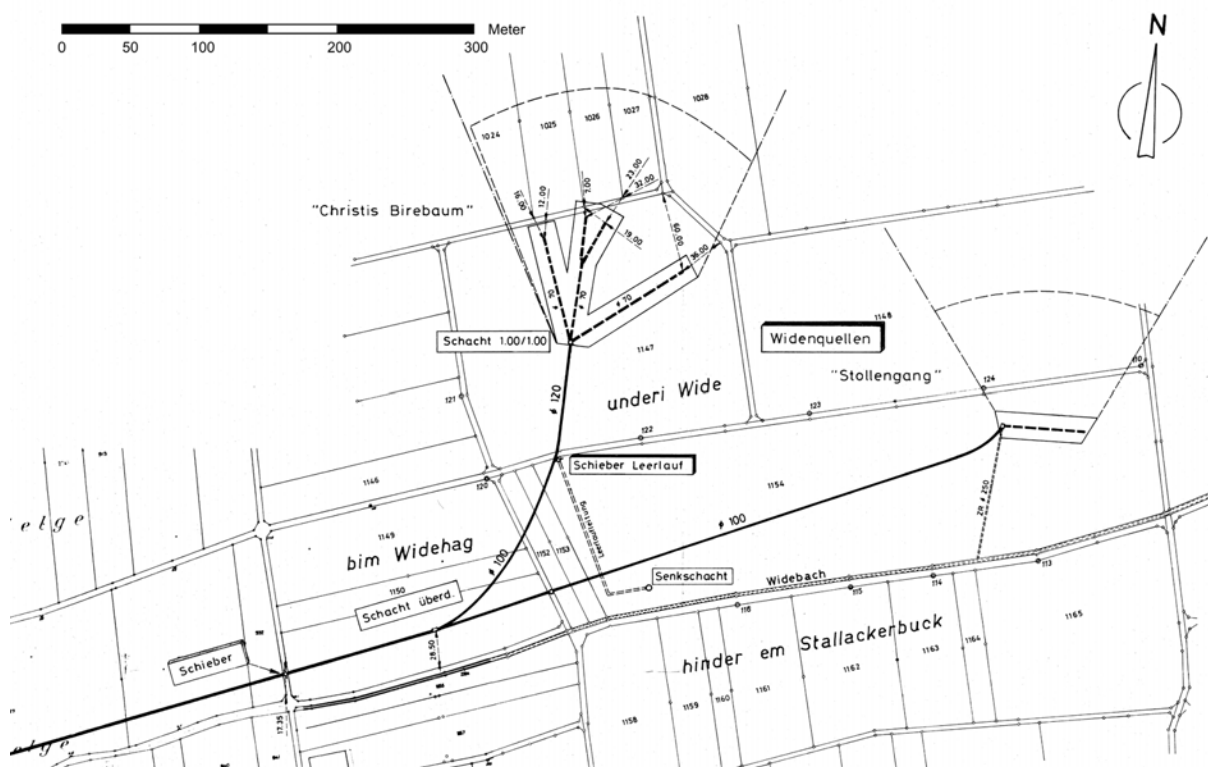


Abbildung 5: Ausschnitt aus der Niederdruckkarte der Gemeinde Neunkirch [14]. Die Widenquellen liegen etwa 1200 m nordöstlich von Neunkirch.

Die Widenquellen befinden sich etwa zwölfhundert Meter östlich von Neunkirch und versorgen die Laufbrunnen der Gemeinde mit Wasser. Die Quelfassung „Stollengang“ befindet sich etwa 350 m westlich von der Fassung „Christis Birebaum“, und hat vermutlich schon bestanden, als Ende der siebziger Jahre die zweite Drainage gebaut wurde. Die genaue Länge der Drainageleitung der Quelle „Stollengang“ ist nicht bekannt, sie ist jedoch in der Karte des Niederdrucknetzes der Gemeinde Neunkirch [14] mit einer Länge von etwa 65 m in östlicher Richtung eingezeichnet. In Abbildung 5 ist ein Ausschnitt der Karte des Niederdrucknetzes dargestellt. Die Quelle „Christis Birebaum“ wird mit drei Drainagesträngen, welche in nord- bis nordöstlicher Richtung verlaufen, gefasst. Die westliche Drainage hat eine Länge von 81

m, die mittlere ist ca. 90 m lang, und die östliche Drainage hat eine Länge von 101 m. Im Anhang A 2 ist die genaue Lage der Quellfassungen aus der Karte des Einzugsgebiets zu entnehmen, welche auf dem Plan des Niederdrucknetzes basiert. Die Ablaufleitungen beider Fassungen vereinigen sich etwa 250 südwestlich des Drainageschachtes „Christis Birebaum“ zu einer etwa 800 m langen Transportleitung, die in Neunkirch endet. Insgesamt werden in Neunkirch sieben Laufbrunnen mit Wasser der Widenquellen betrieben, bevor dieses im Neunkircher Schulhaus über eine Wärmepumpe geleitet wird.

Da die Geländeoberfläche bei der Brunnenstube der Fassung „Christis Birebaum“ um etwa 5 m höher liegt, konnte diese ohne eigenen Überlauf gebaut werden. Fließt dem Drainageschacht zu viel Wasser zu, so wird das Wasser der Fassung „Stollengang“ über die Leitungsvereinigung aufgestaut. Hierbei springt der Überlauf des tiefer liegenden Drainageschachtes an, womit der Überlauf des Schachtes „Stollengang“ als Überlauf für beide Fassungen dient.

2 Methoden

2.1 Wasserbilanz

Um eine Stickstoffbilanzierung durchführen zu können, muss zunächst die Grösse des Einzugsgebietes bekannt sein. Diese lässt sich zwar anhand der grundwasservernässten Bodentypen mit der Bodenkarte grob abschätzen, da aber die genauen Fliessverhältnisse des Grundwassers nicht bekannt sind, ist nicht klar, ob das gesamte Gebiet dieser Böden von der Drainage erfasst wird. Um die räumliche Ausdehnung des Einzugsgebietes abschätzen zu können, wurde eine Wasserbilanz über die ungesättigte Zone durchgeführt, mit welcher bei bekanntem Abfluss aus beiden Drainageschächten mithilfe der Grundwasserneubildungsrate eine Aussage über die Grösse gemacht werden kann. Die Grundwasserneubildungsrate kann mit einer Wasserbilanz aus vorhandenen Niederschlagsdaten und den berechneten Evapotranspirationsdaten bestimmt werden.

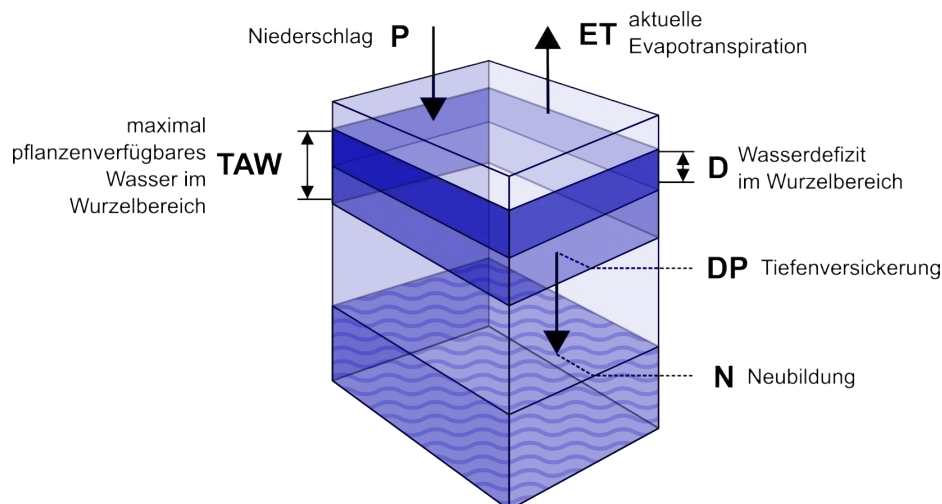


Abbildung 6: Vereinfachte Modellannahme zur Wasserbilanz der ungesättigten Zone. Die betrachteten hydrologischen Prozesse sind Niederschlag P , Evapotranspiration ET , Speicherung im Boden ausgedrückt als Wasserdefizit im Wurzelbereich D , sowie die Tiefenversickerung DP , welche nach dem Transportprozess durch die ungesättigte Zone zur Neubildung N wird. Die Neubildung entspricht dabei dem Abfluss.

In einem Bodenpaket finden verschiedene Prozesse statt, welche den Wasserhaushalt des Bodens beeinflussen, wie er in Abbildung 6 vereinfacht dargestellt ist. Grundsätzlich wird der Wassergehalt durch Niederschlag P stetig erneuert, jedoch existieren auch Prozesse, welche zu Wasserverlust führen. Der Energieeintrag der Sonne führt einerseits zur Verdunstung von

Wasser direkt von der Erdoberfläche, aber andererseits auch zur Transpiration und folglich zur Wasserabgabe von Pflanzen über die Blattoberflächen. Da diese Prozesse in der Praxis nicht getrennt voneinander erfassbar sind, werden diese allgemein zu einer Grösse zusammengefasst, der Evapotranspiration ET . Bei der Evapotranspiration wird unterschieden zwischen der potentiellen Evapotranspiration und aktueller Evapotranspiration. Die potentielle Evapotranspiration ET_p gilt für Verhältnisse, bei denen immer genügend Wasser im Boden vorhanden ist welches verdunstet werden kann. Bei der aktuellen Evapotranspiration ET_a hingegen wird das Wasserdefizit berücksichtigt, also der Mangel an potentiell verdunstbarem Wasser im Boden.

Neben der Evapotranspiration findet ausserdem mit der Tiefenversickerung DP ein Wasserverlust durch Versickerung von Wasser in tiefere Bodenschichten statt. Die Tiefenversickerung führt schlussendlich zur Erneuerung des Grundwassers und wird deshalb nach Transport bis zur wassergesättigten Zone auch als Neubildung N bezeichnet.

Der Boden selbst hat die Fähigkeit durch die Kapillarkräfte der Porenräume Wasser gegen die Schwerkraft zu speichern. Eine Grösse, welche dieses Speichervermögen auszudrücken vermag, ist das zu irgendeinem Zeitpunkt maximal pflanzenverfügbare Wasser (TAW , „Total available water“). Diese Grösse quantifiziert das maximal im Boden speicherbare Volumen an pflanzenverfügbarem Wasser. Um den aktuellen Gehalt an pflanzenverfügbarem Wasser im Boden beschreiben zu können, wird die Grösse des Wasserdefizites der Wurzelzone D herangezogen. Das Wasserdefizit der Wurzelzone beschreibt die Wassermenge, welche ein Bodenpaket zusätzlich zum aktuell pflanzenverfügbaren Wassergehalt gegen die Schwerkraft zurückhalten könnte. Da das aktuell pflanzenverfügbare Wasser zusammen mit dem Wasserdefizit immer das maximal pflanzenverfügbare Wasser ergibt, trifft das Wasserdefizit in der Wurzelzone eine Aussage über die Menge an gespeichertem Wasser in der Wurzelzone zum Zeitpunkt t .

Zur Berechnung der Wasserbilanz wurde angenommen, dass die gesamte Neubildung von der Drainageleitung erfasst wird, und somit vollständig zum Quellabfluss führt. Die Neubildung bzw. die Tiefenversickerung (DP) wurde nach der FAO-Wasserbilanzmethode [15] aus dem Niederschlag (P) und der aktuellen Evapotranspiration (ET_a) zum Zeitpunkt t sowie dem Wasserdefizit im Wurzelbereich (D) zum Zeitpunkt $t-1$ berechnet. Dabei wurde angenommen, dass der Niederschlag nicht als Schnee fällt und das ganze Jahr über kein Bewässerungswasser zugeführt wird. Weiterhin wurde angenommen, dass der Niederschlag vollständig versickert und es somit nicht zu einem Oberflächenabfluss kommt, da die versiegelten Flächen auf dem Gebiet vernachlässigbar klein sind und die Hangneigung gering ist. Da die meteorologischen Daten als Tageswerte vorlagen, wurde mit einem Zeitschritt t von einem Tag gerechnet. Es resultiert die in Gleichung (1) dargestellte vereinfachte Wasserbilanzgleichung.

$$DP_t = P_t - ET_{a,t} - D_{t-1} \quad (1)$$

- DP_t : Tiefenversickerung zum Zeitpunkt t
 P_t : Niederschlag zum Zeitpunkt t
 $ET_{a,t}$: aktuelle Evapotranspiration zum Zeitpunkt t
 D_{t-1} : Wasserdefizit im Wurzelbereich zum Zeitpunkt $t-1$

Zur Berechnung des Wasserdefizits zum Zeitpunkt $t-1$ wurde nachfolgende Gleichung (2) verwendet.

$$D_t = D_{t-1} - P_t + ET_{a,t} + DP_t \quad (2)$$

Hierbei wird das Wasserdefizit zum Zeitpunkt $t-1$ durch den Niederschlag zum Zeitpunkt t vermindert, sowie von der aktuellen Evaporation und durch die Tiefenversickerung zum Zeitpunkt t vergrößert. Es resultiert das Wasserdefizit zum Zeitpunkt t . Der Anfangswert des Wasserdefizites in der Wurzelzone wurde gleich null gesetzt, da der Beginn der Simulation auf einen Zeitpunkt gesetzt wurde, vor welchem unmittelbar davor Niederschlag aufgetreten ist. Daher kann man annehmen, dass der Wurzelbereich bereits vollständig mit Wasser gesättigt ist, und ein Wasserdefizit noch nicht vorhanden ist.

Um die aktuelle Evaporation bestimmen zu können, muss zunächst die potentielle Evaporation berechnet werden. Mit der Gleichung von Penman-Monteith nach FAO [15] wurde die potentielle Evaporation für die Referenzkultur Kunstwiese ET_0 gemäss Gleichung (3) berechnet. Die Gleichung von Penman ist eine Kombinationsgleichung und verbindet die Energiebilanzmethode mit der aerodynamischen Methode zur Schätzung der Evapotranspiration. Die Gleichung beschreibt die Evaporation unter Bedingungen mit unbeschränkter Wasserverfügbarkeit im Boden und wurde für die Evaporation über der Referenzkultur Kunstwiese entwickelt.

$$ET_0 = \frac{0.480 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \frac{\gamma \cdot 900}{T + 273} \cdot u_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0.34 \cdot u_2)} \quad (3)$$

- ET_0 : Evaporation über Grasland ($mm d^{-1}$)
 R_n : Nettostrahlung über der Kultur ($MJ m^{-2} d^{-1}$)
 G : Bodenwärmefluss ($MJ m^{-2} d^{-1}$)
 T : Tagesmittel der Temperatur auf 2 m Höhe ($^{\circ}C$)
 u_2 : Windgeschwindigkeit auf 2 m Höhe (m/s)
 e_s : Sättigungsdampfdruck (kPa)
 e_a : aktueller Dampfdruck (kPa)
 Δ : Steigung der Dampfdruckkurve ($kPa^{\circ}C^{-1}$)
 γ : Psychrometrische Konstante ($kPa^{\circ}C^{-1}$)

Für die Wasserbilanz müssen allerdings die aktuellen Verhältnisse des pflanzenverfügbaren Wassergehaltes im Boden berücksichtigt werden, weshalb mit der aktuellen Evapotranspiration gerechnet werden muss. Die aktuelle Evapotranspiration trägt zudem den zu der Referenzfrucht Gras verschiedenen Transpirationsstärken der momentan angebauten Feldfrucht Rechnung. Um die aktuelle Evapotranspiration zu berechnen, muss die potentielle Evapotranspiration folglich mit einem Faktor an die realen Verhältnisse angepasst werden. Hierzu wurde ebenso nach den Empfehlungen der FAO vorgegangen, und nachfolgende Gleichung (4) verwendet.

$$ET_a = K_s \cdot K_c \cdot ET_0 \quad (4)$$

- ET_a : aktuelle Evapotranspiration ($mm d^{-1}$)
 K_s : Wasserstresskoeffizient (-)
 K_c : Crop Coefficient (-)
 ET_0 : Referenzevapotranspiration ($mm d^{-1}$)

Die beiden Koeffizienten K_s sowie K_c passen die potentielle Evaporation an, um den tatsächlichen klimatischen und ackerbaulichen Bedingungen nachzukommen. Der Wasserstresskoeffizient K_s beschreibt dabei das Vorhandensein von pflanzenverfügbarem Wasser in der Bodenzone und bewegt sich zwischen null und eins. Um Bodenwasser extrahieren können, müssen die Pflanzen eine Saugspannung aufbringen, um die Kapillarkräfte und die Gravitationskraft welche das Wasser in der Bodenmatrix zurückhalten überwinden zu können. Je weniger Wasser im Boden vorhanden ist, desto schwieriger wird es für die Pflanzen Boden-

wasser aufzunehmen, und desto kleiner ist der Wasserstresskoeffizient. Ein K_S von eins bedeutet, dass der Boden genügend pflanzenverfügbares Wasser enthält, sodass die Evapotranspiration nicht vermindert wird.

Ebenso wird die potentielle Evaporation durch die abweichende Transpirationsstärke der Feldfrucht von der Referenzfrucht verändert. Der Koeffizient K_C ändert die potentiell mögliche Evaporation um den Anteil, welchen die Feldfrucht weniger oder mehr transpiriert wie Gras. Ausserdem werden Abweichungen der direkten Evaporation des Bodens durch unterschiedliche Dichte der Bodenbedeckung berücksichtigt. Für den Koeffizient der jeweiligen Feldfrucht K_C („Crop Coefficient“) wurde auf die tabellierten Werte der FAO zurückgegriffen (Tabelle 1). Allerdings ist für die Berechnung der Wasserbilanz noch nicht klar, welche Parzellen und damit Feldfrüchte für die Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration eine Rolle spielen, weshalb für den Crop Coefficient ein Wert 1.1 verwendet wurde. Dieser Wert stellt ein Mittelwert zwischen den Werten von Grasland, Getreide sowie Schwarzbrache dar, und soll die Situation über ein ganzes Jahr widerspiegeln.

Tabelle 1: Crop Coefficient und Wurzeltiefe der Hauptwachstumsphasen der angebauten Kulturen

<i>Kultur</i>	<i>K_C Crop Coefficient (-)</i>	<i>Z_r Mittlere Wurzeltiefe (mm)</i>
Winterweizen	1.15	1500
Wintergerste	1.15	1200
Winterraps	1.15	1200
Sommerweizen	1.15	1200
Hafer	1.15	1200
Emmer, Einkorn	1.15	1200
Sonnenblumen	1.2	800
Silo- und Gemüsemais	1.15	1000
Zuckerrüben	1.2	800

Der Wasserstresskoeffizient K_S ist von den Bodenverhältnissen und von der momentanen Wassersättigung des Bodens abhängig und wurde mit Gleichung (5) berechnet.

$$K_{S,t} = \frac{TAW - D_{t-1}}{(1 - p_t) \cdot TAW} \quad (5)$$

- D_{t-1} : Wasserdefizit im Wurzelbereich zum Zeitpunkt $t-1$
 TAW : maximal im Wurzelbereich pflanzenverfügbares Wasser (mm)
 p : Anteil des TAW, welcher eine Pflanze ohne Wasserstress dem Wurzelbereich extrahieren kann (-)

Das maximal im Wurzelbereich pflanzenverfügbare Wasser (TAW) wurde mit Gleichung (6) berechnet, welche das TAW aus der Differenz des Wassergehaltes bei Feldkapazität und des Wassergehaltes beim Welkepunkt berechnet. Diese Differenz wurde zu 0.20 angenommen, welche für einen tonigen Lehm bis lehmigen Ton gültig ist, wie er bei den Widenquellen vorliegt. Die Wurzeltiefen (Z_r) für verschiedene Kulturen sind aus Tabelle 1 zu entnehmen, wobei für die gesamte Periode mit einer Wurzeltiefe von 1000 mm gerechnet wurde.

$$TAW = (\theta_{FK} - \theta_{WP}) Z_r \quad (6)$$

θ_{FK} : Wassergehalt bei Feldkapazität (m^3/m^3)

θ_{WP} : Wassergehalt beim Welkepunkt (m^3/m^3)

Z_r : Wurzeltiefe (m)

Der Anteil des TAW, welcher durch die Pflanzen ohne Wasserstress aus dem Wurzelbereich aufgenommen werden kann (p), wurde mit Gleichung (7) berechnet, wobei p_0 für verschiedene Kulturen einer Tabelle nach FAO entnommen werden kann.

$$p_t = p_0 + 0.04(5 - ET_{a,t}) \quad (7)$$

Nachdem die Tiefenversickerung berechnet wurde, konnte nun mit den vorhandenen Abflussdaten aus den Quellfassungen die Fläche des Einzugsgebietes bestimmt werden. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die gesamte Tiefenversickerung zur Neubildung beiträgt, also die Masse erhalten wird.

Der Abfluss der Widenquelle wurde Anfang Mai durch Abflussmessung an allen Brunnen in Neunkirch durchgeführt. Die Summe der Abflüsse der einzelnen Laufbrunnen ergab einen Gesamtabfluss aus den Widenquellen von 1.46 l/s. In Tabelle 2 sind die Abflüsse der einzelnen Brunnen ersichtlich. Bei der Bestimmung der Einzugsgebietsfläche muss beachtet werden, dass den Drainageschächten einerseits eine bestimmte Wassermenge abfließt, um die Laufbrunnen in Neunkirch zu versorgen. Ausserdem fließt überschüssiges Wasser über einen Überlauf in der Quellfassung „Stollengang“ direkt in den Widenbach. Zum Zeitpunkt der Abflussmessung war aus dem Überlauf nahezu kein Abfluss erkennbar, jedoch konnte bei einer früheren Feldbegehung ein Abfluss beobachtet werden. Da der Abfluss des Überlaufes aufgrund baulicher Einschränkungen nicht gemessen werden konnte, und zudem die Geometrie des Überlaufes für eine hydraulische Berechnung schwierig zu fassen ist, konnte der Einfluss des Überlaufes auf die Nitratbilanz nur grob bestimmt werden.

Tabelle 2: Gemessene Abflüsse aus den Laufbrunnen der Gemeinde Neunkirch Anfang Mai 2009

<i>Lage</i>	<i>Abfluss (l/s)</i>
Herrengasse	0.22
Vordergasse	0.13
Vordergasse/Obertor Lauf 1	0.06
Vordergasse/Obertor Lauf 2	0.11
Vordergasse/Sidehof Lauf 1	0.16
Vordergasse/Sidehof Lauf 2	0.17
Schaffhauserstrasse	0.29
Oberhaullauerstrasse	0.1
Klettgauerplatz Lauf 1	0.11
Klettgauerplatz Lauf 2	0.11
Summe	1.46

Mit den Abflussdaten sowie der Monatssummen der berechneten Neubildung konnte die Fläche des Einzugsgebietes gemäss Gleichung (8) bestimmt werden. Hierfür wurde angenommen, dass die Quellschüttung der Widenquellen keinem Jahresgang unterliegt, und dass der Abfluss aus dem Überlauf klein ist.

$$F_{EZG} = \frac{Q_{T, Schüttung}}{\sum N_i} \quad (8)$$

$Q_{T, Schüttung}$: Gesamte Quellschüttung einer Periode T
 $\sum N_i$: Summe der Neubildung über die Periode T

Die Fläche wurde einerseits mit der Jahressumme der Neubildung gerechnet, und zusätzlich mit der Summe der Neubildung über den gesamten Zeitraum seit 2001.

2.2 Nitratbilanz

Die Nitratbilanzierung basiert auf der Annahme, dass für unterschiedliche Fruchtfolgen verschieden grosse Nitratmengen über das Jahr ausgewaschen werden. Dass die Fruchtfolge einen massgeblichen Einfluss auf die ausgewaschene Nitratmenge hat, wurde von Stauffer und Spiess [16] gezeigt. Entscheidend ist, wie viel Nitrat von der Vorkultur benötigt wird, und wie schnell die Nachkultur das im Boden verbleibende verfügbare Nitrat aufnimmt. Eine rasche Wiederbegrünung nach der Ernte durch eine Zwischenfrucht kann die Nitratauswaschung erheblich vermindern.

Prasuhn und Spiess [17] haben aus langjährigen Lysimeteraufzeichnungen eine Nitratauswaschungsmatrix erstellt, aus welcher die jährlichen Auswaschungsraten für verschiedene Fruchtfolgen abgelesen werden kann. Diese wurde übernommen und auf lokale Gegebenheiten angepasst und ist in Tabelle 3 dargestellt. Aus dieser Matrix lässt sich die jährlich ausgewaschene Nitratmenge für die eine Fruchtfolge in Abhängigkeit der Vor- sowie Nachkultur ablesen. Ausserdem kann die Verwendung einer Zwischenkultur berücksichtigt werden. Wird eine Zwischenfrucht eingesetzt, so vermindert sich die Nitratauswaschung zwischen 30-45 % im Vergleich zur Fruchtfolge ohne Zwischenfrucht.

Tabelle 3: Auswaschungswerte für Nitrat in $\text{kg}_N \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Abhängigkeit der Vor- und Nachkultur unter Berücksichtigung der Zwischenfrucht. Übernommen von Prasuhn und Spiess [17] und an lokale Gegebenheiten angepasst. *Abkürzungen:* KuWi: Kunstwiese, Getr: Getreide, WiGe: Wintergetreide, SoGe: Sommergetreide, Kart: Kartoffeln, EiEr: Eiweisserbsen, ZuRü: Zuckerrüben, SoBl: Sonnenblume, ZK: Zwischenkultur. Anpassungen: ¹ Mittelwert der einjährigen und mehrjährigen Kunstwiese. ² Werte von Mais übernommen. ³ Werte für Silomais. ⁴ Werte von Körnermais übernommen.

		<i>Vorkultur (+ Zwischenkultur)</i>											
	<i>Kultur</i>	<i>KuWi</i> ¹	<i>Getr</i>	<i>Getr</i> + <i>ZK</i>	<i>Raps</i>	<i>Raps</i> + <i>ZK</i>	<i>Kart</i>	<i>Kart</i> + <i>ZK</i>	<i>EiEr</i>	<i>EiEr</i> + <i>ZK</i>	<i>ZuRü</i>	<i>Mais</i> ³	<i>SoBl</i> ⁴
		<i>Nachkultur</i>	<i>Raps</i>	75	70	---	40	20	140	---	120	80	30
<i>WiGe</i>	95		90	50	50	20	140	100	120	80	30	50	40
<i>SoGe</i>	45		90	40	20	20	150	100	130	80	40	60	50
<i>EiEr</i>	45		90	40	20	20	150	100	130	80	40	60	50
<i>Kart</i>	45		90	40	20	20	150	100	130	80	40	60	50
<i>ZuRü</i>	45		90	40	20	20	150	100	130	80	40	60	50
<i>KuWi</i> ¹	25		90	40	20	20	150	100	130	80	40	60	50
<i>Mais</i>	55		100	50	20	30	160	110	140	90	50	70	60
<i>SoBl</i> ⁴	55		100	50	20	30	160	110	140	90	50	70	60

Die höchsten Auswaschungswerte mit $150 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ treten bei Kartoffeln als Vorkultur bei beliebiger Nachkultur auf. Wird bei diesen Kulturkombinationen nun eine Zwischenkultur eingesetzt, so wird die Nitratauswaschung auf rund $100 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ reduziert.

Insgesamt ist nach Tabelle 3 allem voran die Vorkultur entscheidend, die Nachkultur verändert die Nitratauswaschung nur wenig. So beträgt die Nitratauswaschung z.B. bei Getreide als Vorkultur und Kartoffeln als Nachkultur $90 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, und mit Eiweisserbsen oder Sommergetreide als Nachkultur ebenfalls $90 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Aus den vorliegenden Daten zu den Fruchtfolgen für die Jahre 2004 bis 2008 können keine Rückschlüsse auf die Zwischenfrucht gemacht werden. Da das Massnahmenpaket NPlus jedoch eine rasche Wiederbegrünung spätestens 10 Tage nach der Ernte vorschreibt, wurde davon ausgegangen dass für jene Parzellen, welche im Gebiet des Nitratprojektes (vgl. Karte Anhang A 2) zu liegen kommen, eine Zwischenfrucht eingesetzt wurde. Für die Parzellen ausserhalb des Projektgebietes wurde ohne Zwischenfrucht gerechnet. Für Buntbrache, Rotationsbrache und extensiv genutzte Wiesen wurde der Auswaschungswert für Kunstwiese verwendet. Da ausserdem nicht zu allen Parzellen, welche im vermuteten Einzugsgebiet liegen, Fruchtfolgedaten vorlagen, wurden für diese Parzellen die Fruchtfolgen rekonstruiert, soweit dies möglich war. Die rekonstruierten Fruchtfolgen sind zum einen an die umliegenden Parzellen angelehnt, und basieren zum anderen auf Luftbildern der Jahre 2003 und 2005.

Da in Tabelle 3 lediglich die jährlichen Auswaschungsraten gegeben sind, muss für eine monatliche Bilanzierung eine Verteilung der Jahreswerte auf die einzelnen Monate geschehen. Hierfür wurde die in Abbildung 7 dargestellte normierte Ganglinie der potentiellen Nitratauswaschung für alle Fruchtfolgen verwendet, welche die potentielle Freisetzung von Nitrat im Wurzelbereich beschreibt. Die Form dieser qualitativ festgelegten Ganglinie basiert auf den Frachtverläufen der Lysimeterbeobachtungen von Stauffer und Spiess [16] sowie auf der Arbeit von Guthmann und Nusch [18], woraus ersichtlich ist, dass der Grossteil der Auswaschung in drei bis fünf aufeinanderfolgenden Monaten geschieht.

Entscheidend für die Festlegung der Ganglinie der potentiellen Nitratfreisetzung ist die Wahl des Zeitpunktes, zu welchem der Grossteil der Nitratauswaschung stattfindet. In Stauffer und Spiess [16] wurde der zeitliche Verlauf der Nitratfracht des Sickerwassers, also nach dem Transport durch die ungesättigte Zone, untersucht. Da jedoch für die hier vorliegende Arbeit das ausgewaschene Nitrat ein Eingangssignal für die Modellierung des ungesättigten Transports ist, muss der Zeitpunkt entsprechend früher gewählt werden. Für die normierte Auswaschungsganglinie wurde daher der Zeitpunkt des Beginns der Auswaschung gemäss den Erkenntnissen von Weisskopf et al. [19] gewählt. Diese besagen, dass Nitratauswaschung vor allem in der Übergangsperiode einer Fruchtfolge im Anschluss an die Ernte stattfindet. In den Monaten nach der Auflaufphase der Kultur bis kurz vor deren Ernte wird wegen des

erhöhten Nährstoffbedarfs der Pflanzen während der Wachstumsphase hingegen nur eine sehr geringe Menge an Nitrat ausgewaschen. Obwohl die Mineralisierung aufgrund höherer Temperaturen im Allgemeinen hoch ist, und zudem Stickstoff künstlich gedüngt wird, sind in den Monaten der Hauptwachstumsphase zwischen März und Juni die niedrigsten Nitratkonzentrationen im Bodenwasser zu verzeichnen, da die Pflanzen einen hohen Stickstoffbedarf aufweisen. Da für alle Kulturen dieselbe normierte Ganglinie verwendet wurde, musste für deren Verlauf ein Kompromiss für die im Untersuchungsgebiet dominanten Kulturen getroffen werden. Dominant ist Getreide, welches mit ca. 35 % den grössten Anteil in den Fruchtfolgen aller betrachteten Parzellen zwischen 2001 und 2008 einnimmt. Die zweithäufigste Kultur ist Kunstwiese bzw. Buntbrache, welche mit ca. 25 % vertreten ist. Ebenfalls bedeutend ist Raps, welcher 15 % der Fruchtfolgen ausmacht, gefolgt von Mais und Zuckerrüben, welche mit je 10 % vertreten sind.

Tabelle 4: Erntezeitraum der dominanten Kulturen des Untersuchungsgebietes [20].

<i>Kultur</i>	<i>Erntezeitraum</i>
Wintergerste	Mitte Juli
Winterraps	Mitte Juli
Winterweizen	Ende Juli/Anfang August
Emmer, Einkorn	Ende Juli/Anfang August
Hafer	Anfang August
Sommerweizen	Anfang/Mitte August
Sonnenblumen	Mitte/Ende September
Silo- und Gemüsemais	Ende September/Anfang Oktober
Zuckerrüben	Mitte/Ende Oktober

Unter Berücksichtigung der Anteile der verschiedenen Kulturen, sowie deren Erntezeiten, welche in Tabelle 4 ersichtlich sind, wurde der Beginn der Nitratfreisetzung festgesetzt. Der Zeitpunkt der maximalen Nitratauswaschung wurde zwischen Juli und September gelegt, was mit den Erntezeitpunkten der dominanten Kulturen Getreide und Raps übereinstimmt. Anzumerken ist, dass es sich bei dieser Ganglinie um den normierten Verlauf der potentiellen Auswaschung handelt, die tatsächliche Auswaschung wird dagegen durch die Höhe der Tiefenversickerung bestimmt. Das heisst, wenn es keine Tiefenversickerung gibt, so gibt es auch keine Auswaschung.

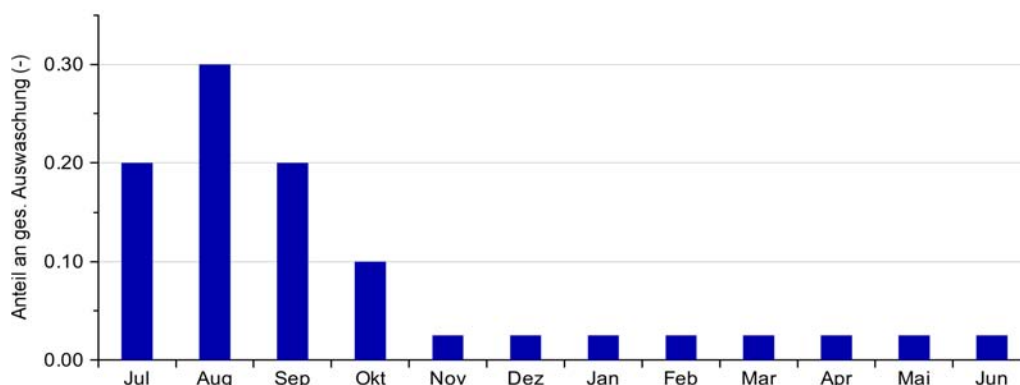


Abbildung 7: Normierte Ganglinie des Jahresverlaufs der potentiell Nitratfreisetzung im Wurzelbereich. Zwischen Juli und September finden 70 % der potentiellen Nitratfreisetzung statt, im Oktober 10 %, und über den Rest des Jahres verteilt insgesamt 20 %.

Die Auswaschungswerte für die jeweiligen Fruchtfolgen wurden nun mit der normierten Ganglinie multipliziert. Anschliessend wurde die auf das Jahr verteilte Auswaschungsrate für Nitrat durch die Rate der Tiefenversickerung dividiert, um eine Konzentration zu erhalten. Diese Konzentration hat die Einheit $\text{mg}_\text{N}/\text{l}$, die Masse ist also auf das Stickstoffatom bezogen, und nicht etwa auf die Molekülmasse des Nitrats wie die Einheit der gemessenen Konzentrationen. Die Einheit $\text{mg}_\text{N}/\text{l}$ wurde für die nachfolgenden Berechnungen beibehalten. Um auf $\text{mg}_{\text{NO}_3}/\text{l}$, also auf die Konzentration bezogen auf die Molekülmasse des Nitrats umzurechnen, müssen die angegebenen Konzentrationen mit einem Faktor 4.43 verrechnet werden.

Aus den Lysimeteraufzeichnungen von Stauffer und Spiess ist erkennbar, dass die ausgewaschene Nitratkonzentration einen Maximalwert aufweist, der bei ca. $300 \text{ mg}_\text{N}/\text{l}$ liegt. Die Beobachtungen von Weisskopf et al. zeigen jedoch, dass die ausgewaschene Nitratkonzentration unter Feldbedingungen einen Maximalwert von $100 \text{ mg}_\text{N}/\text{l}$ aufweist. Basierend auf diesen Erkenntnissen wurde eine Maximalkonzentration von $100 \text{ mg}_\text{N}/\text{l}$ angenommen. Wurde dieser Maximalwert überschritten, so wurde das überschüssige Nitrat beim nächsten Zeitschritt berücksichtigt.

Mit der Bestimmung der Einzugsgebietsfläche wurde nun ersichtlich, welche Parzellen zur Neubildung beitragen, womit anschliessend die integrierte Konzentration beider Quellfassungen bestimmt werden konnte. Da die Bestimmung der Fläche des Einzugsgebietes einigen Annahmen und Vereinfachungen unterliegt, wurden für den weiteren Rechengang verschiedene Szenarien betrachtet, wobei die Grösse des gesamten Einzugsgebietes variiert wurde.

2.3 Transportmodellierung

Da die Nitratauswaschung massgeblich in den Wintermonaten auftritt, im Ablauf der Widenquellen jedoch das ganze Jahr über Nitrat gemessen wurde, findet eine nicht zu vernachlässigende Verzögerung zwischen dem Zeitpunkt der Auswaschung und der Ankunft in den Brunnen in Neunkirch, in welchen die Nitratkonzentration gemessen wurde, statt. Der Transport im Boden führt zusätzlich zur Vermischung von Wasser und von Nitratfrachten unterschiedlichen Alters. Die Komponenten des Transports bestehen dabei aus der Versickerung durch den ungesättigten Bereich des Bodens von der Bodenoberfläche bis zur Grundwasser Oberfläche, und andererseits aus dem Transport in der gesättigten Zone.

2.3.1 Transport der ungesättigten Zone

Der Transport im ungesättigten Bereich wurde mit einem einfachen numerischen Modell [21] modelliert, welches auf der kinematischen Welle im Bodenprofil basiert. Mit der kinematischen Welle lässt sich die Ausbreitung von Wellen beschreiben, wobei Translation und Abflachung, sowie die Überlagerung mehrerer Wellen möglich ist. Bei diesem Modell wird jedoch angenommen, dass sich der Stoff ausschliesslich advektiv mit der Wellengeschwindigkeit w bewegt, Dispersion und Diffusion werden dabei vernachlässigt. Der theoretische Hintergrund wird von Guthmann und Nusch [18] beschrieben, und ist aus Anhang A 4 ersichtlich. Die Besonderheit des ungesättigten Transports ist die Abhängigkeit der hydraulischen Leitfähigkeit k_f von der Wassersättigung θ . Die hydraulische Leitfähigkeit nimmt dabei bei steigendem Wassergehalt zu, und entspricht bei vollständiger Wassersättigung dem k_f -Wert nach Darcy für gesättigte Bedingungen. Dieses Verhalten ist im Transportmodell mit dem Ansatz nach Brooks und Corey implementiert.

Die benötigten Eingabevariablen des Programms bestehen aus den berechneten Werten der Tiefenversickerung in Meter, sowie die dazugehörigen Stoffkonzentrationen. Zudem müssen verschiedene Parameter bekannt sein, welche die ungesättigte Zone charakterisieren. Diese sind die Trockenwassertiefe L (m), die hydraulische Leitfähigkeit in vertikaler Richtung $k_{f,vert}$ (m/d), die effektive Porosität n_{eff} sowie die Brooks-Corey Konstante ε . Für die Trockenwassertiefe wurde ein Wert von 2.0 m verwendet, die hydraulische Leitfähigkeit in vertikaler Richtung zu 10^{-5} m/s, und die effektive Porosität zu 0.2 angenommen. Für die Brooks-Corey-Konstante lieferte ein Wert von 3.5 die besten Ergebnisse. Zudem können die Zeitschritte des Eingangs- sowie des Ausgangssignales bestimmt werden. Da die Wasserbilanz auf täglicher Basis gerechnet wurde, wurde auch für die Eingabesignale Tiefenversickerung und Nitratkon-

zentration im Wurzelbereich ein Zeitschritt von einem Tag gewählt. Für den Zeitschritt des Ausgabesignals wurde mit einem Tag, einer Woche und einem Monat gerechnet.

2.3.2 Transport der gesättigten Zone

Obwohl der Transport in der gesättigten Zone nicht mit einem numerischen Modell modelliert wurde, ist es dennoch interessant, die Grössenordnung der Aufenthaltszeit in dieser Zone zu kennen. Zur Abschätzung der Transportdauer in der gesättigten Zone wurde die Gleichung für eine eindimensionale Strömung bei freier Grundwasseroberfläche unter Verwendung der Dupuit-Annahme herangezogen. Die Dupuit-Annahme besteht in der Vernachlässigung vertikaler Potentialdifferenzen gemäss Gleichung (9).

$$\frac{\partial h}{\partial z} = 0 \quad (9)$$

Mit dieser Annahme resultiert unter Verwendung der Kombination aus Kontinuitätsgleichung und Darcy-Gleichung mit Gleichung (10) die Formel für eindimensionalen Transport bei freier Oberfläche ohne Neubildung.

$$Q(x) = \frac{B k_f (h_1^2 - h_2^2)}{2L} \quad (10)$$

- B : Breite
- L : Länge
- h_1 : Piezometerhöhe bei $x=0$
- h_2 : Piezometerhöhe bei $x=L$
- k_f : Hydraulische Leitfähigkeit

Die hydraulische Leitfähigkeit in horizontaler Richtung wurde zu einem Wert von 10^{-4} m/s angenommen. Für die piezometrischen Höhen wurde bei $x = 0$ ein Wert von 6 m gewählt und bei $x = L$ ein Wert von 1 m. Für die Länge L wurde die durchschnittliche maximale Transportdistanz von etwa 150 m verwendet. Zudem wurde die Transportdauer für eine maximale Transportdistanz von 300 m bestimmt.

3 Resultate

3.1 Wasserbilanz

Tabelle 5: Niederschlagssumme, Summe der berechneten aktuellen Evapotranspiration sowie Summe der berechneten Tiefenversickerung.

<i>Jahr</i>	<i>Niederschlag (mm)</i>	<i>Aktuelle Evapotranspiration (mm)</i>	<i>Tiefenversickerung (mm)</i>
2001	1212	710	502
2002	1059	713	346
2003	625	541	102
2004	866	681	164
2005	773	672	102
2006	1001	665	336
2007	919	777	169
2008	910	672	212

Die Resultate der Wasserbilanz der ungesättigten Zone sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Die aktuelle Evapotranspiration beträgt für die Jahre 2001 bis 2008 durchschnittlich 679 mm/a. Bei einem durchschnittlichen Niederschlag von 920 mm/a beträgt die mittlere Tiefenversickerung 242 mm/a. Grundsätzlich lässt sich sagen, dass ein hoher jährlicher Niederschlag auch eine grosse Tiefenversickerung zur Folge hat, so lag die Tiefenversickerung in den niederschlagsreichen Jahren 2001, 2002 und 2006 über dem Mittelwert. Auch die Jahressumme der aktuellen Evapotranspiration wird durch den Jahresniederschlag beeinflusst. Beispielsweise weist das Jahr 2003 bei dem geringsten Niederschlag auch die kleinste aktuelle Evapotranspiration aller betrachteten Jahre auf. Hier ist besonders deutlich zu sehen, dass wenn weniger Wasser vorhanden ist, als potentiell verdunstet werden könnte, die tatsächliche bzw. aktuelle Evapotranspiration bedeutend zurückgeht. Nur wenn genügend Wasser vorhanden ist, also kein hydrologisches Defizit vorliegt, und die aktuelle gleich der potentiellen Evapotranspiration ist, ist gemäss Gleichung (3) vor allem die Höhe der eingetragene Strahlungsenergie sowie die Temperatur für die Stärke der Evapotranspiration entscheidend.

In Abbildung 8 sind die monatlichen Summen des Niederschlages sowie der berechneten aktuellen Evapotranspiration und der Neubildung dargestellt. Hieraus zeigt sich, dass die Summe der aktuellen Evapotranspiration eines Monats durchaus grösser sein kann, als die Niederschlagssumme. Dies ist möglich, wenn sich im Boden noch zusätzliches pflanzenverfügbares Wasser aus Niederschlägen der vergangenen Monate befindet, was zusätzlich zum Niederschlag des aktuellen Monats verdunstet wird.

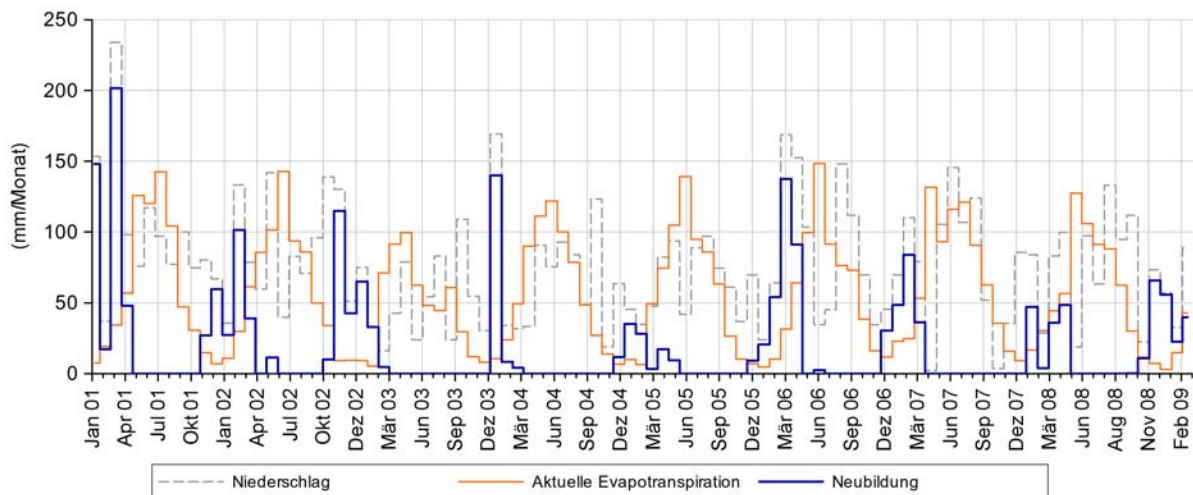


Abbildung 8: Monatssummen des Niederschlages sowie der berechneten Grössen aktuelle Evaporation und Neubildung in Millimeter pro Monat

3.1.1 Grösse des Einzugsgebietes

Die Einzugsgebietsgrösse berechnet aus der Tiefenversickerung der gesamten Periode zwischen Januar 2001 und April 2009, und einem über diese Zeit konstanten Abfluss von 1.46 l/s beträgt 18.5 ha. Rechnet man die Einzugsgebietsfläche für jede Jahressumme der Tiefenversickerung separat aus, so erhält man über die Jahre 2001 bis 2008 einen Mittelwert von 25.4 ha. Betrachtet man die Ausdehnung der vernässten Böden (Vgl. Bodenkarte A 3), so lässt sich vermuten, dass die tatsächliche Grösse des Einzugsgebietes vermutlich kaum an 25.4 ha heranreicht. Daher wurde zudem die Einzugsgebietsfläche nur mit der Tiefenversickerung der Monate von Januar bis April berechnet, da für den Abfluss nur die Punktmessung von Anfang Mai zur Verfügung stand, und der Jahresgang des Abflusses unbekannt ist. Die Fläche berechnet aus den Frühjahrswerten der Tiefenversickerung beträgt 10.4 ha.

Da die Berechnung der Einzugsgebietsfläche auf sehr vielen Annahmen beruht, wurde für den weiteren Rechengang mit zwei Szenarien, einmal mit 14 ha (Szenario 1) und einmal mit 20 ha (Szenario 2) gerechnet. In Tabelle 6 ist die Differenz aus Tiefenversickerung abzüglich des über das ganze Jahr konstanten Abflusses von 1.46 l/s aus den Laufbrunnen für die Jahre 2001 bis 2008 aufgeführt. Diese Werte repräsentieren die Güte der berechneten Wasserbilanz und deuten an, dass die tatsächliche Fläche zwischen beiden Szenarien liegt.

Tabelle 6: Differenz zwischen Tiefenversickerung und Abflussmenge aus den Laufbrunnen bei einem konstanten Jahresabfluss von 1.46 l/s.

<i>Jahr</i>	<i>Tiefenversickerung (mm)</i>	<i>Differenz Tiefenversickerung – Jahresabfluss, 14 ha (mm)</i>	<i>Differenz Tiefenversickerung – Jahresabfluss, 20 ha (mm)</i>
2001	502	173	272
2002	346	17	116
2003	102	-227	-128
2004	164	-165	-66
2005	102	-227	-128
2006	336	7	106
2007	169	-160	-61
2008	212	-117	-18
<i>Mittelwert</i>		<i>-87.38</i>	<i>11.63</i>

Da bei dem Abfluss aus den Laufbrunnen der Abfluss des Überlaufes nicht beinhaltet ist, ist auch bei der berechneten unteren Einzugsgebietsfläche die zusätzliche Wassermenge des Überlaufes nicht mit inbegriffen. Aus diesem Grund ist die tatsächliche Einzugsgebietsfläche etwas grösser als die berechnete, was für die Nitratbilanz jedoch keine Rolle spielt, da sowohl bei der Abflussmessung, als auch bei der Flächenberechnung der Überlauf nicht berücksichtigt wurde.

Die Tatsache, dass der Abfluss aus den Laufbrunnen in Neunkirch aus der Summe der Abflüsse aus beiden Quellfassungen besteht, erfordert zudem die Annahme einer Verteilung des Abflusses auf beide Fassungen. Daher wurden für die Gesamtflächen von 14 bzw. 20 ha nun die Anteile der beiden Quellfassungen am Gesamtabfluss festgesetzt. Dabei muss beachtet werden, dass nur an der unteren Fassung „Stollengang“ ein Überlauf besteht. Dies führt dazu, dass das drainierte Wasser der oberen Fassung „Christis Birebaum“ auf jeden Fall zum Abfluss gelangt, und je nach Situation das Wasser der unteren Fassung eingestaut wird, wobei überschüssiges Wasser über den Überlauf in den Widenbach abgeleitet wird. Somit ist auch vermutlich der Anteil am Gesamtabfluss der Fassung „Christis Birebaum“ grösser als der Anteil der Fassung „Stollengang“. Zudem wurde angenommen, dass die Drainageleistung der Fassung „Christis Birebaum“ nicht sehr viel grösser ist als die der Fassung „Stollengang“, obwohl die Drainageleitung gesamthaft etwa viermal länger ist. Dies hat die Ursache darin, dass das Gelände um die Fassung „Christis Birebaum“ eine konvexe Oberfläche besitzt, die Geländeoberfläche um die Fassung „Stollengang“ jedoch gleichmässig geneigt ist [13]. Somit weist das Einzugsgebiet der Fassung „Stollengang“ eher ein grösseres natürliches bzw. hydraulisches Gefälle, welches für die kürzere Drainage die Drainageleistung durch einen höheren spezifischen Durchfluss erhöht. Ausserdem befindet sich die Quellfassung „Christis Birebaum“ eher am Rand der grundwasservernässten Böden, die Fassung „Stollengang“ hingegen kann potentiell eine grössere Fläche an grundwasservernässtem Boden drainieren. Auf-

grund dieser Tatsachen wurde der Anteil der Drainage „Christis Birebaum“ auf 55 % gesetzt, womit die Drainage „Stollengang“ 45 % des Abfluss beiträgt. In Tabelle 7 sind die verwendeten Szenarien zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 7: Untersuchte Szenarien durch Variation der Gesamteinzugsgebietsfläche, sowie der jeweiligen Anteile beider Fassungen am Gesamtabfluss.

<i>Szenario</i>	<i>Einzugsgebietsfläche (ha)</i>	<i>Anteil</i>	
		<i>„Christis Birebaum“ (ha)</i>	<i>„Stollengang“ (ha)</i>
1	14	7.7 (55 %)	6.3 (45 %)
2	20	11.0 (55 %)	9.0 (45 %)

Die Form der Teileinzugsgebiete der jeweiligen Szenarien wurde mithilfe der Lage der grundwasservernässten Bodentypen qualitativ abgeschätzt. Zudem wurden Topographie und Lage des Widenbachs als natürliche Drainage berücksichtigt, wodurch ein Hinweis auf die Fliessrichtung des oberflächlichen Aquifers gegeben wird. Die vermutete Lage sowie die Form der Teileinzugsgebiete kann aus den Karten im Anhang A 2 für beide Szenarien entnommen werden.

3.2 Transportmodellierung

3.2.1 Transport der ungesättigten Zone

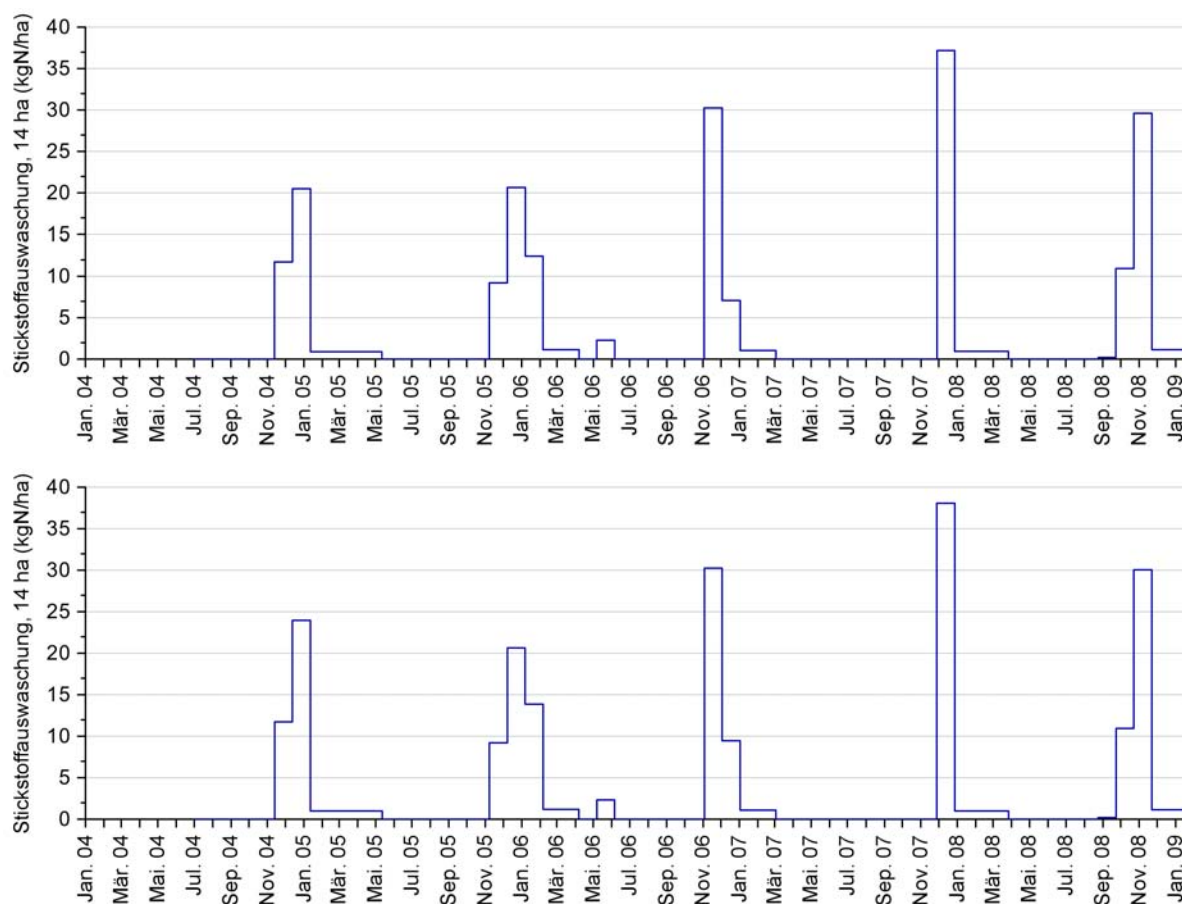


Abbildung 9: Verlauf der tatsächlichen Stickstofffreisetzung im Wurzelbereich in kg_N/ha pro Monat. Oben: Szenario 1 mit 14 ha, unten: Szenario 2 mit 20 ha.

In Abbildung 9 ist Verlauf der tatsächlichen Stickstofffreisetzung für den gesamten Untersuchungszeitraum für beide Szenarien dargestellt. Diese bildet zusammen mit der Tiefenversickerung aus der Wasserbilanz das Eingabesignal für das Transportmodell für die ungesättigte Zone. Aus diesen Resultaten ist erkennbar, dass die tatsächliche Nitratauswaschung im Vergleich zur potentiellen Nitratauswaschung, welche in Abbildung 7 zu sehen ist, zwischen drei und fünf Monaten verzögert ist. Der Grund hierfür ist die fehlende Tiefenversickerung in den Monaten Juli bis September (vgl. Abbildung 8). Obwohl in diesen Monaten die potentielle Nitratauswaschung am grössten ist, fehlt es an Wasser, welches das freigesetzte Nitrat aus

dem Wurzelbereich auswäscht. Das freigesetzte verbleibt solange im Wurzelbereich, bis Tiefenversickerung auftritt.

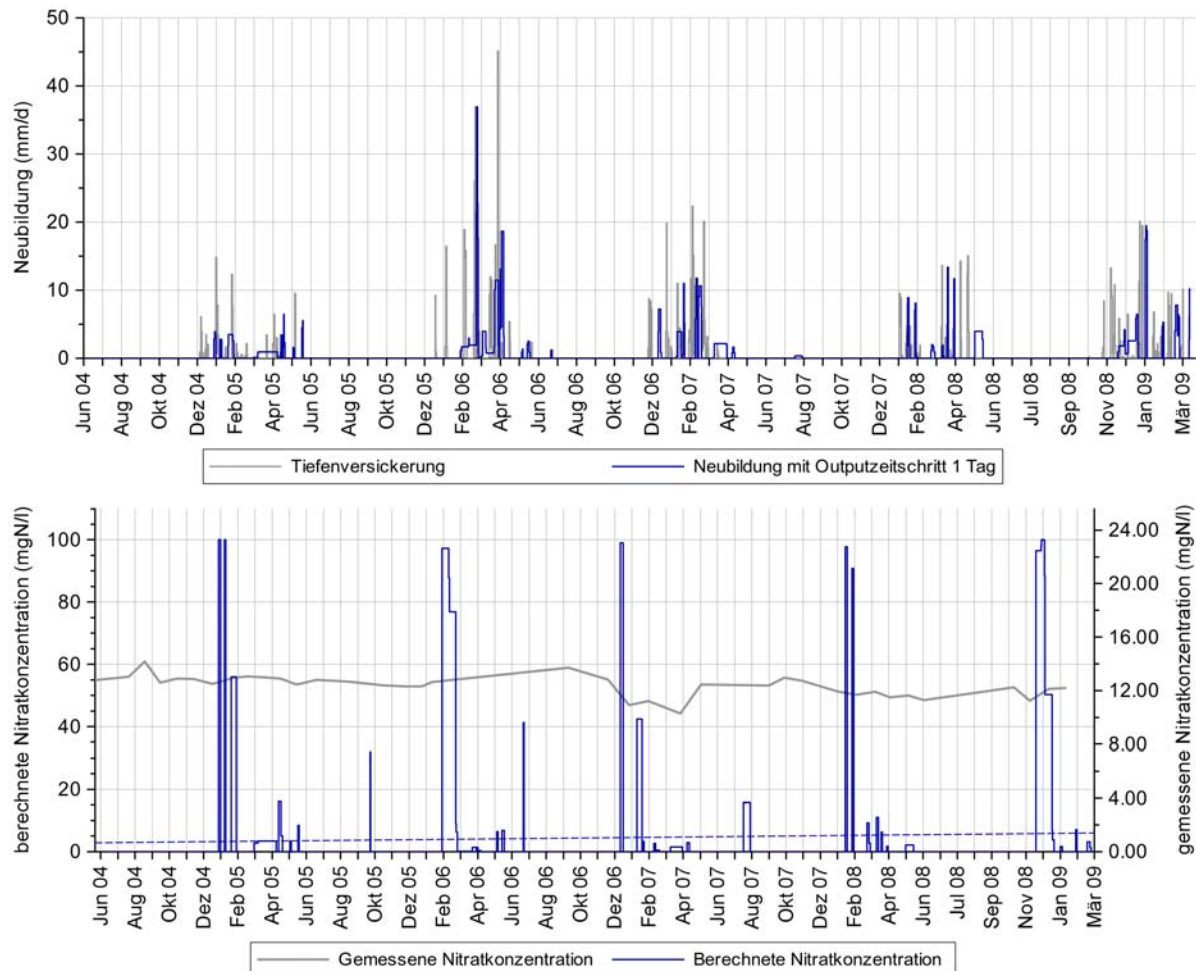


Abbildung 10: Oben: Verlauf der berechneten Tiefenversickerung und der Neubildung in mm. Unten: Verlauf der berechneten und gemessenen Nitratkonzentration in mg_N/l. Auf der linken Achse ist die berechnete Nitratkonzentration im Neubildungswasser aufgetragen, auf der rechten Achse die gemessene Konzentration in der Quelfassung. Die Maximalkonzentration in der Bodenlösung wurde auf 100 mg_N/l gesetzt. Es wurde das Szenario 1 mit 14 ha verwendet.

Nun folgte die Modellierung des Transports in der ungesättigten Zone, welche die tatsächlich freigesetzte Nitratmenge sowie die Tiefenversickerung als Eingabedaten verwendete. In Abbildung 10 sind die Resultate des berechneten Verlaufs der Neubildung sowie der Nitratkonzentration dargestellt. Es ist erkennbar, dass bei geringen Neubildungsraten die Neubildung um Zeiten der Grössenordnung von einem Monat verzögert wird. Hohe Neubildungsraten werden dagegen nur minimal bis gar nicht verzögert. Bei hohen Neubildungsraten wird im ungesättigten Bereich der wassergesättigte Zustand ohne grossen zeitlichen Versatz erreicht, wodurch nach Brooks und Corey (Vgl. Anhang A 4) die volle hydraulische Leitfähigkeit für wassergesättigte Bedingungen gilt. Da die Ausbreitung des Nitrats durch Vernachlässigung von Dispersion und Diffusion im Transportmodell an die Ausbreitung der Wasserwelle ge-

bunden ist, ist der Konzentrationsverlauf des Nitrats in gleichem Masse verzögert wie Neubildung. Aus dem selben Grund können für den Konzentrationsverlauf in der ungesättigten Zone scharf abgegrenzte Impulse beobachtet werden. Auch wenn die Tiefenversickerung länger andauert, kann es vorkommen, dass alles potentiell auswaschbare Nitrat mit der ersten Welle abtransportiert werden, sofern das Konzentrationsmaximum nicht überschritten wird. Da zudem in der ungesättigten Zone nicht immer Wasser vorhanden ist, so kann es auch nicht immer eine Konzentration geben.

3.2.2 Transport der gesättigten Zone

Im gesättigten Bereich spielt nicht nur die Vermischung durch hydraulische Dispersion eine Rolle, es sind vor allem die unterschiedlich langen Fliesszeiten der Wasserpakete, welche sich unterschiedlich weit von der Drainageleitung befinden, die einen Grossteil zur Vermischung beitragen. Neubildung, die als Tiefenversickerung direkt über der Drainageleitung anfällt, gelangt dabei ohne weitere Verzögerung zum Abfluss und wird dabei mit Wasser früherer Neubildungen aus den Aussenbereichen des oberflächlichen Aquifers vermischt.

Um die zusätzliche Aufenthaltszeit des Wassers in der gesättigten Zone abschätzen zu können, wurde die Fliesszeit für eine durchschnittliche Fliessdistanz zur Drainage von etwa 150 m abgeschätzt. Für die gesättigte Zone wurde die hydraulische Leitfähigkeit auf 10^{-4} m/s und die effektive Porosität auf 20 % geschätzt. In der gesättigten Zone muss für diese Annahmen mit einer durchschnittlichen Fliesszeit von etwa 150 Tagen gerechnet werden. Für die maximale Transportdistanz von etwa 300 m beträgt die Fliesszeit etwa 600 Tage. In der gesättigten Zone hat die eintreffende, durch den gesättigten Transport bereits verzögerte Neubildung, also noch einmal eine Aufenthaltszeit von null bis etwa zwanzig Monaten. Dies führt zu einer zusätzlichen Verzögerung der Maxima, aber zusätzlich zu einer weiteren Vermischung der Stofffronten. Dadurch werden Spitzen gedämpft, welche dabei auch langsamer auf einen tieferen Wert absinken.

Der Transport in der gesättigten Zone konnte im Rahmen dieser Arbeit wegen Zeitmangel nicht mit einem numerischen Modell modelliert werden, sondern wurde lediglich mit einem gleitenden Mittelwert angenähert. Mit der Kenntnis der durchschnittlichen Fliesszeit konnte die Durchmischung in der gesättigten Zone durch unterschiedlich lange Fliesszeiten mithilfe des zentrierten gleitenden Mittelwerts („Moving Window“) simuliert werden, wodurch eine weitere Abflachung erreicht wurde. Die Moving Window-Statistik berechnet für die Fracht jedes Zeitschrittes den Mittelwert aller Werte über ein bestimmtes Zeitfenster mit gleichem Abstand vor und nach dem aktuellen Zeitpunkt. Für die Länge des Zeitfensters wurde aus den Resultaten der geschätzten Aufenthaltszeit in der gesättigten Zone zunächst ein Wert von sechs Monaten gewählt, sodass der erste berechnete Wert nach 90 Tagen aus dem Mittelwert

der Tage 1-180 besteht. Zudem wurde die Rechnung mit einem Zeitfenster von acht und zwölf Monaten durchgeführt.

Die Moving Window-Statistik ist ein rein statistisches Hilfsmittel ohne physikalisch begründete hydromechanische Grundlage, und simuliert ausschliesslich die Abflachung und Verbreiterung der Welle in der gesättigten Zone durch zeitliches „Verschmieren“ des Eingangssignals. Physikalisch ist dieser Prozess durch makroskopisch und mikroskopisch unterschiedliche lange Fliesswege wegen Inhomogenitäten im Aquifer sowie Diffusion und Dispersion begründet.

3.3 Nitratbilanz

In Abbildung 11 sind die Resultate der monatlichen Nitratmassenbilanz für den Abfluss der Laufbrunnen ersichtlich. Die Fracht berechnet aus den gemessenen Konzentrationen der Laufbrunnen beträgt bei einem konstanten Abfluss von 1.46 l/s für die gesamte Simulationsdauer insgesamt 2'680 kg_N. Die modellierte Totalfracht beträgt für das Szenario 1 mit einer Einzugsgebietsgrösse von 14 ha 2'890 kg_N und für das Szenario 2 mit 20 ha Fläche 4'300 kg_N.

Der spezifische Jahresmittelwert der simulierten Nitratauswaschung beträgt für das Szenario 1 30 kg_N/ha/a und für das Szenario 2 45 kg_N/ha/a.

Da sowohl bei der beobachteten Fracht, als auch bei den berechneten Frachten der Überlauf der Quellfassungen nicht berücksichtigt ist, ist die tatsächliche Fracht um einen unbekanntem Betrag grösser.

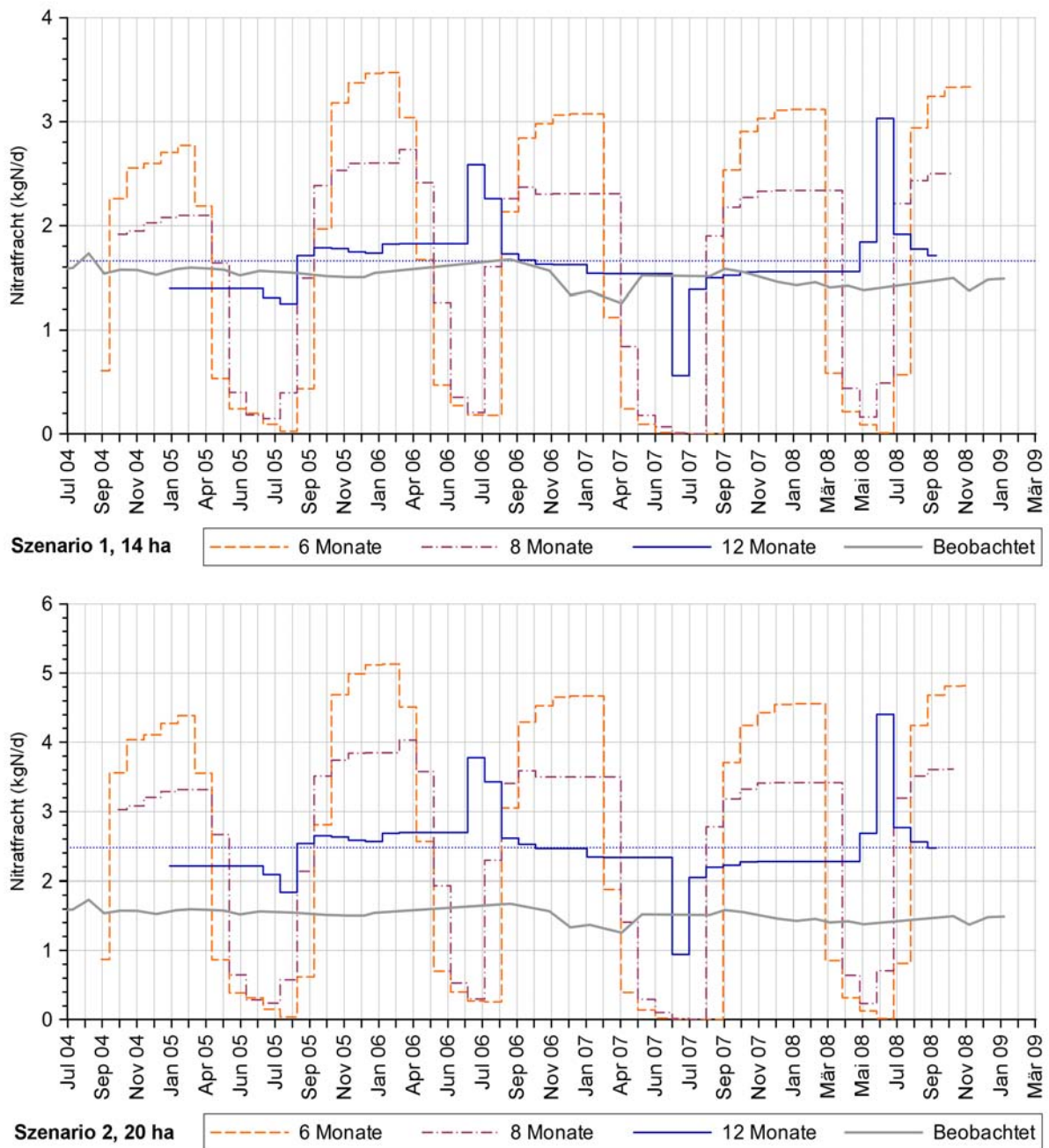


Abbildung 11: Verlauf der beobachteten und berechneten Nitratfrachten für den Simulationszeitraum von Juli 2004 bis März 2009 in kg_N/Tag für den Abfluss aus den Laufbrunnen und ohne Abfluss aus dem Überlauf für die Szenarien 1 (oben) sowie 2 (unten). Für den berechneten Frachtverlauf wurde die Moving-Window Statistik mit einem Zeitfenster von 6, 8 und 12 Monaten angewandt. Die gepunktete blaue Linie zeigt das Mittel über den gesamten Simulationszeitraum an.

4 Diskussion

4.1 Wasserbilanz

Die Abschätzung der Einzugsgebietsgrösse aus der Wasserbilanz basiert auf sehr vielen Annahmen. Da für die Evapotranspiration keine Messungen vorlagen, musste diese berechnet werden. Für die Berechnung der Referenzevapotranspiration nach Penman-Monteith waren aber alle meteorologischen Daten verfügbar, sodass keine zusätzlichen Annahmen gemacht werden mussten. Die Meteodaten stammen von der Station Schaffhausen des SwissMetNet, welche sich im von den Widenquellen etwa 8 Kilometer entfernten Neuhausen befindet. Grundsätzlich weicht die klimatische Situation in Neuhausen kaum von der bei Neunkirch ab. Lediglich das Auftreten von Starkniederschlägen ist räumlich und zeitlich sehr variabel, wodurch sich hierbei Abweichungen ergeben dürften.

Bei der Berechnung der Wasserbilanz jedoch, mussten aufgrund unbekannter Grösse einiger Prozesse weitere Annahmen gemacht werden. Diese Annahmen bestehen aus der Vernachlässigung des Oberflächenabflusses sowie der Interzeption. Die Interzeption, also der Benetzungsverlust der Vegetationsoberfläche, ist relativ gering und kann mit einem generellen Ansatz [22] abgeschätzt werden. Nach diesem Ansatz beträgt die Interzeption für Schaffhausen mit 45 mm weniger als 5 % des Jahresniederschlages. Einen grösseren Einfluss hat vermutlich die Annahme, dass sämtlicher Niederschlag abzüglich der Evapotranspiration infiltriert, und keinen Oberflächenabfluss generiert. In nächster Nähe zu den Quellfassungen befindet sich der Widenbach, in dessen Richtung ein Gefälle der Geländeoberfläche existiert, somit dürfe in diese Richtung ein Teil des Niederschlages oberflächlich abfliessen. Verstärkt wird dies durch den unbedeckten Boden zwischen den Saatreihen, vor allem wenn diese in Richtung des Gefälles verlaufen. Durch diese beiden Komponenten fällt die tatsächliche Neubildungsrate geringer aus als die berechnete, womit eine grössere Einzugsgebietsfläche resultieren würde.

Des Weiteren wurde bei der Wasserbilanz angenommen, aller Niederschlag fällt als Regen, womit im Winter die Schneebedeckung nicht beachtet wird. Eine schneebedeckte Oberfläche hat mit 0.4-0.9 eine etwa doppelt bis viermal so grosse Albedo wie eine schneefreie, mit Vegetation bedeckte Oberfläche. Da eine hohe Albedo die Nettostrahlung über der Kultur R_n erniedrigt, resultiert auch eine geringere Evapotranspiration, wodurch die Neubildung grösser ausfallen würde. Zudem verringert sich bei Frost die Transpirationsstärke der Pflanzen.

Zur Berechnung der aktuellen Evaporation der aktuellen Feldkultur unter Bedingungen, bei denen nicht so viel Wasser vorhanden ist wie verdunstet werden kann, wurden einige vereinfachende Annahmen getroffen. Im Laufe der Vegetationszeit von Pflanzen nimmt die

Transpiration über die Blätter stetig zu, was in einem steigenden Crop Coefficient resultiert. Nach der Hauptwachstumsphase der Pflanze verringert sich die Transpirationsstärke bzw. der Crop Coefficient wieder, und gelangt zu einem Endwert. Ebenso wächst die Wurzeltiefe mit zunehmendem Pflanzenalter, welche sich einem konstanten Endwert annähert. Diese Entwicklungen im Laufe der Pflanzenentwicklung wurden vernachlässigt, und über die gesamte Vegetationsperiode ein mittlerer Crop Coefficient, sowie eine konstante mittlere Wurzeltiefe für alle Kulturen angenommen. Hierdurch wird die Evapotranspiration zu Beginn und gegen Ende der Vegetationsperiode zu gross, und während der Hauptwachstumsphase zu gering geschätzt. Vor allem bei hohen Niederschlägen im Frühjahr und Winter fällt in dieser Zeit die Evapotranspiration zu gross aus, und somit wird die Neubildung zu gering geschätzt. Einen stärkeren und den wohl entscheidenden Einfluss auf die Bestimmung der Einzugsgebietsgrösse hat die fehlende Kenntnis über den Jahresgang des Abflusses aus den Widenquellen. Die Abflussmessung wurde Anfang Mai durchgeführt, in der Zeit in der der Hauptanteil der Neubildung anfällt. Die Fläche von 20 ha resultiert aus der Annahme, dass der gemessene Wert von 1.46 l/s über den gesamten Jahresverlauf konstant bleibt. In den Sommermonaten tritt jedoch kaum Neubildung auf, weshalb der Abfluss aus den Quellfassungen vermutlich auch zurückgeht, was die Fläche verkleinern würde. Wird für die Berechnung der Einzugsgebietsgrösse nur die Neubildung der Monate Januar bis April berücksichtigt, so ergibt sich mit dem gemessenen Abfluss über dieselbe Zeitspanne eine wesentlich kleinere Fläche von etwa 11.4 ha. Eine sehr viel grössere Einzugsgebietsfläche als 20 Hektar würde zudem der Lage der grundwasservernässten Bodentypen, welche einen Hinweis auf die Ausdehnung der Stauschicht des oberflächlichen Aquifers geben, widersprechen (vgl. Bodenkarte im Anhang A 3). Tiefenversickerung, welche zu weit von diesen Bodentypen entfernt auftritt, fliesst mit höherer Wahrscheinlichkeit eher dem tiefen Aquifer zu.

Eine weitere grosse Unsicherheit besteht in der Aufteilung der Einzugsgebietsfläche zwischen den beiden Drainagen. Die Tatsache, dass nur die untere Quellfassung "Stollengang" einen Überlauf besitzt, führt dazu, dass das Wasser der unteren Fassung in der Transportleitung aufgestaut wird, wenn dem oberen Schacht ungewöhnlich viel Wasser zufliesst. Insgesamt besteht also eine zeitliche Variabilität der Beiträge zum Gesamtabfluss beider Drainagen. Grosse Neubildungsraten führen demnach zu einem grösseren Anteil der oberen Fassung „Christis Birebaum“, während bei kleinen Neubildungsraten beide Fassungen vermutlich einen ähnlichen Beitrag zum Gesamtabfluss beitragen.

Ebenso einen grossen Einfluss auf die Grösse der Einzugsgebietsfläche hat vermutlich die Vernachlässigung des Überlaufes der Fassung „Stollengang“, welcher aus den lokalen Gegebenheiten sehr schwer geschätzt werden kann, und zudem einem unbekanntem Jahresgang unterliegt. Wenn zu dem Abfluss, welcher für die Laufbrunnen in Neunkirch genutzt wird, noch zusätzlich ein nicht unwesentlicher Abfluss aus dem Überlauf dazukommt, wäre eine grössere

Wassermenge aus der Neubildung nötig, um diesen zusätzlichen Abfluss zu erzeugen. Damit wird die Fläche des beteiligten Einzugsgebietes grösser. Da der Überlauf jedoch weder im Abfluss aus den Laufbrunnen, noch in den daraus berechneten Einzugsgebietsgrössen berücksichtigt ist, ist die Nitratbilanz aus dieser Sicht in sich konsistent.

4.2 Transportmodellierung

Das verwendete Transportmodell für die ungesättigte Zone basiert auf einer analytischen Lösung der Wellengleichung, kombiniert mit einer Wasser- und Stoffbilanz für jeden Zeitschritt. Dieses Modell geht einerseits von homogenen Bodeneigenschaften aus, und beinhaltet ausserdem die Vernachlässigung von Dispersion und Diffusion. Die Verwendung räumlich konstanter Werte für die Parameter hydraulische Leitfähigkeit, effektive Porosität und Brooks-Corey-Konstante stellt bei einem kleinen Einzugsgebiet wie dem der Widenquellen ein geringes Problem dar. Anders verhält es sich bei der Vernachlässigung der hydraulischen Dispersion und Diffusion, wodurch eine Abflachung bei gleichzeitiger Verbreiterung der Wasser- bzw. Stofffront nicht möglich wird. Dies ist ein Grund für das Auftreten der Maxima als schmale und hohe Rechteckimpulse bei der Neubildung nach dem ungesättigten Bereich. Die Moving Window-Statistik für die Simulation des Transports in der gesättigten Zone ergab zufriedenstellende Resultate. Jedoch ergeben sich für den Verlauf der Frachten bei einem Zeitfenster von drei Monaten etwa doppelt so hohe Maxima wie sie aus den gemessenen Konzentrationen resultieren. Dies ist, weil die Simulation des Transports nur auf der geschätzten mittleren Aufenthaltszeit basiert, und weitere Mischungsprozesse wie Dispersion vernachlässigt. Die Moving Window-Methode erlaubt allerdings nur eine grobe Abschätzung des Transports in der gesättigten Zone. Fehlerquellen sind hier vor allem die hydraulische Leitfähigkeit, die mit 10^{-4} m/s eher optimistisch geschätzt wurde, und die Lage und Entfernung der Ränder des Aquifers, welche grosse Unterschiede in der tatsächlichen Transportdistanz von den Rändern bis zur Drainage ergeben. Zudem wird bei dieser Methode das Fließregime mit Variabilität der Fließgeschwindigkeit und Richtung der Hauptfließrichtung nicht berücksichtigt. Um verlässliche Resultate für den Verlauf der Nitratfracht erhalten zu können, müsste der Transport in der gesättigten Zone mit einem numerischen Modell simuliert werden. Jedoch standen die für eine numerische Modellierung notwendigen hydraulischen Parameter nicht zur Verfügung, und zudem hätte dies den zeitlichen Rahmen dieser Arbeit gesprengt.

4.3 Nitratbilanz

4.3.1 Differenz zwischen Eintrag und Austrag

Die grösste Problematik bei der Berechnung der Nitratbilanz ist eine verlässliche Bestimmung der Einzugsgebietsfläche. Die Grösse des Einzugsgebietes ist für die Nitratbilanz entscheidend, da die eingetragene Nitratmenge abgesehen von der Fruchtfolge nur von der durch die Drainage erfasste Fläche abhängt. Für diese Aufgabe fehlen vor allem zusätzlich zu der vorhandenen Punktmessung aus dem Frühjahr weitere Abflussmessungen über das Jahr verteilt, um eine Vorstellung über den unbekannte Jahresgang des Abflusses aus den Laufbrunnen zu bekommen. Wegen dieser grossen Unsicherheit wurde mit zwei Szenarien gerechnet, welche die vermutete Unter- und Obergrenze der Einzugsgebietsgrösse repräsentieren. Wie bereits erwähnt wurde, wird eine Grösse von 20 ha als Maximalwert betrachtet. Eine grössere Fläche wäre nicht mehr mit der Lage der vernässten Bodentypen vereinbar. Auch für die Berechnung der Fracht aus dem gemessenen Verlauf der Nitratkonzentration in den Laufbrunnen hat der unbekannte Jahresgang des Abflusses einen grossen Einfluss. Würde der Abfluss aus den Laufbrunnen nach hohen Frühjahrswerten im Sommer und Herbst zurückgehen, so würde die Fracht aus der beobachteten Nitratkonzentration ebenfalls geringer ausfallen. Umgekehrt verhält es sich mit einem zum Sommer ansteigenden Abfluss.

Vergleicht man die berechneten Totalfrachten mit denen aus dem beobachteten Konzentrationsverlauf, so zeigt sich, dass die Fracht des Szenario 1 nahe an der Fracht der beobachteten Konzentration liegt. Die Gesamtfracht des Szenario 1 mit 14 ha ist mit 2'890 kg_N nur leicht höher als die Fracht aus dem gemessenen Konzentrationsverlauf mit 2'680 kg_N. Für das Szenario 2 mit mit 20 ha beträgt die Gesamtfracht jedoch 4'300 kg_N. Die tatsächliche Einzugsgebietsfläche unter Berücksichtigung des Überlaufes liegt vermutlich zwischen den Grössen beider Szenarien.

Erst wenn die Einzugsgebietsfläche verlässlich bestimmt werden kann, können auch Aussagen getroffen werden, inwieweit die hier verwendete Methodik der Nitratbilanzierung auch für das Feld gültige Resultate liefert. Dennoch dürften die verwendeten Auswaschungswerte von Prasuhn und Spiess den Nitratverlust für die lokalen Gegebenheiten eher überschätzen. Durch die Massnahmen des Nitratprojektes, wie beispielsweise die schonende Bodenbearbeitung, würde eine geringere Auswaschung resultieren als bei Verwendung konventioneller Methoden, wie sie bei den Lysimeterversuchen angewandt wurden. Vermutlich sind zudem die lokalen Hof- und Kunstdüngereinträge geringer als bei den der Auswaschungsmatrix zugrunde liegenden Daten aus Lysimeteraufzeichnungen. Diese Daten stammen aus verschiedenen Lysimeteranlagen in der Schweiz sowie aus dem Ausland, die teils bis 1980 zurückreichen [17]. Aufgrund der sehr verschiedenen Versuchszwecke, und den

weniger strengen Düngerichtlinien, welche für die älteren Daten zutreffen, kann davon ausgegangen werden, dass die Auswaschungsmatrix die Stickstoffzufuhr durch Düngung überschätzt, und nicht die Düngung nach N_{\min} , wie sie im lokalen Nitratprojekt durchgeführt wird, repräsentiert.

Wie aus Abbildung 12 ersichtlich ist, spielt das verwendete Szenario für den Verlauf und die Höhe der ausgewaschenen Nitratkonzentrationen kaum eine Rolle. Für die bessere Vergleichbarkeit wurde hier der Zeitschritt des Outputsignals zu 30 Tagen gewählt. Der Konzentrationsverlauf beider Szenarien stimmt relativ gut überein, deutlichere Abweichungen sind lediglich in den Wintermonaten der Jahre 2004/2005, 2005/2006 sowie 2006/2007 zu erkennen. Dies zeigt, dass die Variation der Einzugsgebietsfläche keinen grossen Einfluss auf die Nitratkonzentration der Tiefenversickerung hat. Ein solches Verhalten war zu erwarten, da die verschiedenen Fruchtfolgen der Parzellen zueinander sehr ähnlich sind. Dominant sind Fruchtfolgen mit der Vorkultur Winterweizen und als Nachkultur Raps oder Zuckerrüben sowie mehrjährige Kunstwiesen. Fruchtfolgen, welche sehr auswaschungsintensive Kulturen wie Kartoffeln oder Eiweisserbsen beinhalten, kamen gemäss der Vorgabe von NPlus nur vereinzelt vor. Innerhalb des Projektgebietes wurden lediglich im Jahr 2005 auf einer grösseren Parzelle (1148) Kartoffeln angebaut, welche in allen Szenarien in etwa zum gleichen Anteil beinhaltet ist. Ausserhalb des Projektgebietes wurde im Jahr 2004 auf einigen Parzellen (1121, 2359, 1123), welche durch das Szenario mit 20 ha Fläche erfasst werden, Eiweisserbsen angebaut. Dies spiegelt sich in der höheren Nitratkonzentration des Szenarios 2 Anfang des darauf folgenden Jahrs wider. Im Jahr 2006 wurden zudem auf einer Parzelle (1143) ausserhalb des Projektgebietes und im Einzugsgebiet von Szenario 2, Kartoffeln angebaut, was die leicht höhere Konzentration am Ende des Jahrs erklärt.

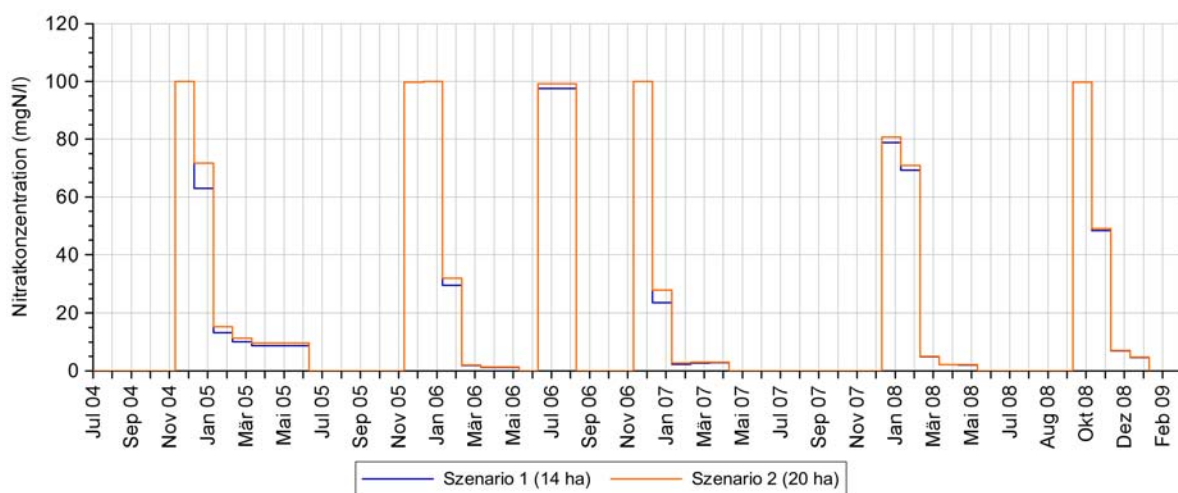


Abbildung 12: Vergleich der berechneten Nitratkonzentrationen für beide Szenarien der Einzugsgebietsgrösse in mgN/l. Gestrichelt ist die Trendlinie eingezeichnet. Der Zeitschritt des Outputsignals beträgt 30 Tage.

4.3.2 Rückgang der Nitratkonzentration

Die gemessenen Nitratwerte über den Modellzeitraum zeigen einen Rückgang der Nitratmenge. Das hier vorgestellte einfache Modell kann aufgrund seiner Annahmen diesen Rückgang nicht nachzeichnen. Da der Anteil der Vertragsflächen des Pilotprojektes zu Beginn der Simulation bereits bei 70 % lag, und die Fruchtfolgen des betrachteten Zeitraumes in allen Jahren sehr ähnlich sind, sind die Ursachen des Rückgangs der letzten Jahre vor allem in den begleitenden Massnahmen des Pilotprojektes wie auswaschungsmindernde Bodenbearbeitung und Düngereduktion zu suchen. Diese Massnahmen, welche teils effektiv die Stickstoffzufuhr gesenkt haben, wurden in dieser Rechnung nicht berücksichtigt.

Dies lässt jedoch vermuten, dass die Fassung Stollengang, welche zum Teil Parzellen ausserhalb des Projektgebiets drainiert, eine verglichen mit der Fassung Christis Birebaum höhere Nitratkonzentration aufweist. Für eine höhere Nitratkonzentration in der Fassung Stollengang spricht ausserdem auch die Ausdehnung des ehemaligen schwach torfbildenden Moores auf dem Gebiet dieser Drainage. Man kann annehmen, dass der Boden heute noch einen erhöhten Anteil an organischer Substanz aufweist. Wird ein Zentimeter Torf abgebaut, so führt dies zu einer Stickstofffreisetzung von 2-3 t_N/ha [23]. Die Raten der Nitratfreisetzung betragen dabei pro Jahr bis 2 t_N/ha . Diese Werte sind jedoch als Maximalwerte anzusehen, die für den Torfabbau ausgeprägter Moore beispielsweise des Grossen Moos im Bieler Seeland gelten. Dennoch dürfte die Stickstoffmineralisation aus dem erhöhten organischen Gehalt eine gewisse Rolle spielen.

Anfang Juni 2009 wurde die Nitratkonzentration beider Fassungen durch das Amt für Lebensmittelkontrolle und Umweltschutz des Kantons Schaffhausen separat bestimmt, um zu überprüfen, ob diese unterschiedlichen Verhältnisse der Fassungen auch in den Konzentrationen sichtbar sind. Bisher wurden die Messungen an den Laufbrunnen in Neunkirch durchgeführt, und dadurch nur eine integrierte Konzentration beider Fassungen gemessen. Die Nitratkonzentration der Fassung Stollengang wurde zu 58.8 mg_{NO_3}/l bestimmt, die Konzentration der Fassung Christis Birebaum zu 45.4 mg_{NO_3}/l . Ausserdem wurde zur gleichen Zeit eine weitere Messung in den Laufbrunnen Neunkirch durchgeführt, welche eine Nitratkonzentration von 52.8 mg_{NO_3}/l ergaben. Aus diesen Resultaten lässt sich einerseits erkennen, dass beide Fassungen in etwa den gleichen Teil zum Abfluss aus den Laufbrunnen beitragen, da die gemessene Nitratkonzentration in den Laufbrunnen in etwa dem Mittelwert der Messungen aus den Quellfassungen entspricht. Andererseits bekräftigen die Messungen die Vermutung einer höheren Konzentration der Fassung Stollengang, verglichen mit der Fassung Christis Birebaum. Da die Fassung Stollengang auch Parzellen drainiert, welche nicht durch das Pilotprojekt erfasst sind, sind die Messwerte daher eine indirekte Erfolgsbestätigung der Massnahmen des Pilotprojektes.

Dennoch ist die Nitratkonzentration der Widenquellen immer noch etwa doppelt so hoch wie die der umliegenden Grundwasserpumpwerke. Die höheren Nitratkonzentrationen der Widenquellen können durch das Fehlen seitlicher Zuflüsse an nitratärmerem Wasser in den bodennahen Aquifer erklärt werden, was eine Verdünnung der Nitratkonzentration zur Folge hätte, so wie es für den tiefen Aquifer zutrifft. Das Einzugsgebiet der Widenquellen befindet sich ausschliesslich auf ackerbaulich genutzten Flächen, welche im Allgemeinen eine hohe Nitrat- auswaschungsrate vorweisen. Es hat hierbei keinen Anteil an anderweitig genutzten Flächen die eine geringere Nitrat- auswaschung zeigen, wie z.B. Wald oder ausgedehntes Dauergrün- land. Das Einzugsgebiet des tieferen Aquifers erstreckt sich dagegen bis an die bewaldeten Ränder der Klettgaurinne, von wo nitratarmes Wasser zufliesst.

5 Schlussfolgerungen

Für die Bestimmung der Einzugsgebietsfläche aus der Wasserbilanz wurden einige Annahmen gemacht, welche die beteiligten hydrologischen Prozesse, den Jahresgang des Abflusses, und zudem die Lage des Einzugsgebietes betreffen. Diese Annahmen bringen grosse Unsicherheiten bezüglich der berechneten Einzugsgebietsfläche, welche jedoch eine fundamentale Eingabegrösse zur Berechnung der Nitratbilanz darstellt. Durch diese vielen Unbekannten lässt sich aus den Resultaten schwer folgern, ob die Verwendung von Auswaschungsraten basierend auf den Fruchtfolgen kombiniert mit einem Jahresgang zur Verteilung der Jahreswerte auf die Monate, eine effiziente Methode zur Quantifizierung der Nitratauswaschung von ackerbaulich genutzten Flächen ist.

Da jedoch die räumliche Ausdehnung der vernässten Bodentypen einen Hinweis auf die obere Grenze der Einzugsgebietsgrösse gibt, liegt die Gesamtfläche unter Berücksichtigung des Überlaufs vermutlich zwischen beiden Szenarien mit 14 und 20 ha. Eine genauere Schätzung der Fläche des Einzugsgebietes kann nur erfolgen, wenn mehr über das Jahr verteilte Messungen des Abflusses aus dem Überlauf für die Bestimmung des Jahresgangs vorliegen. Erst wenn dieser bekannt ist, kann eine umfassende Wasser- und Nitratbilanz für die Widenquellen erstellt werden.

Da auch die berechneten Frachten des Szenarios mit der kleineren Einzugsgebietsfläche über der Fracht der gemessenen Konzentration liegen, zeigt sich, dass die Auswaschungsmatrix den Stickstoffverlust der Parzellen im Projektgebiet eher überschätzt. Der Grund hierfür ist, dass die Matrix nach Prasuhn und Spiess die Massnahmen des Nitratprojektes nicht berücksichtigt.

Diese Massnahmen haben einen entscheidenden Beitrag zum Rückgang der Nitratkonzentrationen geleistet, jedoch kann die Nitratkonzentration des Wassers der Widenquellen wahrscheinlich nicht auf die Werte der umliegenden Grundwasserpumpwerke abgesenkt werden, ohne die ackerbauliche Nutzung des Einzugsgebietes der Widenquellen drastisch einzuschränken. Wie die Resultate der Messkampagnen (Vgl. Abbildung 2) zeigen, hat die Nitratkonzentration der Widenquellen stets in ähnlichem Masse verändert, wie die des Grundwasserpumpwerkes Chrummenlanden, ohne dass die Differenz zwischen beiden Verläufen entscheidend geschmälert werden konnte. Der hierfür bereits genannte Grund ist das Fehlen einer Verdünnung durch seitlich zufließendes nitratärmeres Wasser.

Für den Transport in der ungesättigten Zone konnte mit einem einfachen numerischen Modell die zeitliche Verzögerung der Wasser- bzw. Nitratfront zwischen Auswaschungszeitpunkt und Erreichen der gesättigten Zone simuliert werden. Wenn man das Auftreten der Maxima betrachtet, so beträgt die durchschnittliche Verzögerung zwischen Tiefenversickerung und

Neubildung etwa einen Monat, was einen durchaus realistischen Wert darstellt. Die Durchmischung in der gesättigten Zone durch Dispersion und unterschiedliche Transportdistanzen wurde zwar nicht modelliert, konnte jedoch mit der Moving-Window Statistik als grobe Schätzung simuliert werden. Als Grundlage hierfür diente eine Abschätzung der Aufenthaltszeit in der gesättigten Zone mit einer Gleichung für die eindimensionale Strömung bei freier Grundwasseroberfläche. Jedoch bestehen auch die hier benötigten Parameter aus geschätzten Werten. Die aus der Simulation des gesättigten Transports erhaltenen Resultate können daher insgesamt nur eine grobe Abschätzung der Vermischungsprozesse bieten, und sollen eine überschlägige Vergleichbarkeit mit dem aus den beobachteten Konzentrationswerten berechneten Frachtverlauf herstellen.

Insgesamt muss gesagt werden, dass die Resultate dieser Arbeit mit sehr grossen Unsicherheiten behaftet sind, da ausser den Meteorodaten, den Fruchtfolgen und der einzelnen Punktmessung des Abflusses keine weiteren Daten und Parameter gesichert waren. Für eine zuverlässige Wasser- und Nitratbilanz müssten zusätzliche Parameter und Daten vorhanden sein: Der Jahresgang des Abflusses aus den Laufbrunnen, Informationen zu den Zwischenfrüchten, die Lage der Stauschicht des oberflächlichen Aquifers sowie verlässliche Schätzwerte der wichtigsten Bodenparameter, wie z.B. der hydraulischen Leitfähigkeit.

6 Literaturverzeichnis

- [1] Gewässerschutzverordnung GSchV (1998): Anhang 2, Art. 12, Abs. 5.
- [2] Fremd- und Inhaltsstoffverordnung FIV (1995): Anhang 1, Ziff. 4.
- [3] Biedermann R., Boller M., Burkhardt U., Dierauer H., Erzinger F., Graf H., Gruber C., Lang F., Matthews K., Neukomm H., Seiler K., Zehnder A. (2007): Pilotprojekt Nitratreduktion im Klettgau, Kanton Schaffhausen: Amt für Lebensmittelkontrolle und Umweltschutz, Landwirtschaftsamt Gemeinden Neunkirch und Gächlingen, Schaffhausen.
- [4] Projektleitung Nitratprojekt Chrummenlanden (12/2008): Chrummenlanden - Nitratpost, Nr. 27, Landwirtschaftsamt des Kantons Schaffhausen, Neuhausen am Rheinfl. .
- [5] Thomas Anken (2003): Pflanzenentwicklung, Stickstoffdynamik und Nitratauswaschung gepflügter und direktgesäter Parzellen, Diss ETH No. 15393, ETH Zürich, Zürich.
- [6] Madigan M. T., Martinko J., Dunlap P., Clark D. P. (2009): Brock Biology of Microorganisms, 12th Edition, Pearson, San Francisco.
- [7] Bundi U., Biedermann R., Bosshart U., Jost B., Späti H., Spoerli P. (1993): Der Stickstoffhaushalt der Schweiz, Schriftenreihe Umwelt: Gewässerschutz 209, 3, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- [8] http://stratus.meteotest.ch/lugis/map/presentation/lugis_style/map.asp, Bundesamt für Umwelt (10.05.2009).
- [9] A. Avery (1999): Infantile Methemoglobinemia: Reexamining the Role of Drinking Water Nitrates, Environmental Health Perspectives 107, 583 ff., National Institute of Environmental Health Sciences.
- [10] Speijers G.J.A. (1996): Toxicological Evaluation of certain food additives and contaminants, WHO Food Additives Series 35, 267 ff., World Health Organization.
- [11] Schweizerische Geologische Kommission (1981): Geologischer Atlas der Schweiz 1:250000, 1031 Neunkirch (Anmerkungen).

- [12] Pabst W., Gritsch P., Hardmeier H., Hörler J., Vogelsanger W., Schaldach W., Bühl H., Tietje O., Stocker M. (1998): Grundwasseratlas Klettgaurinne, Interreg II EG/EU-Entwicklungskonzeption Klettgaurinne, Waldshut-Tiengen.
- [13] Bodenkarte der Gemeinde Neunkirch, Jahr und Herausgeber unbekannt, bereitgestellt durch das Amt für Lebensmittelkontrolle und Umweltschutz Schaffhausen.
- [14] Ingenieurbüro Wildberger + Schuler, Schaffhausen (1991): Übersichtsplan Wasser Niederdruck, Gemeinde Neunkirch.
- [15] Allen R., Pereira L., Raes D., Smith M. (1998): Crop evapotranspiration, FAO Irrigation and Drainage Paper 56, 169 ff., Food and Agricultural Organization of the United Nations.
- [16] Stauffer W., Spiess E. (2001): Einfluss unterschiedlicher Fruchtfolgen auf die Nitrat- auswaschung, AGRARForschung 8, 324-329, Bundesamt für Landwirtschaft.
- [17] Prasuhn V., Spiess E. (2003): Regional differenzierte Abschätzung der Nitratauswaschung über Betriebszählungsdaten, 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, 55-58, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein Österreich.
- [18] Guthmann S., Nusch S. (2008): Nitratdynamik im Brunneneinzugsgebiet Baltenswiel, Masterprojektarbeit ETH Zürich, Zürich.
- [19] Weisskopf P., Zihlmann U., Walther U. (2001): Einfluss der Bewirtschaftung auf die Stickstoffdynamik im Bodenwasser, AGRARForschung 8, 348-352, Bundesamt für Landwirtschaft.
- [20] <http://www.lfl.bayern.de/ipz/>, Sortenversuche der Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (29.10.09).
- [21] Stauffer F. (2008): Vertical Unsaturated Flow without Capillarity with Advective Solute Transport Program KIN_CONC V.2, ETH Zürich.
- [22] Burlando P., Ruf W., Salvetti A. (2004): Skript zur Vorlesung Hydrologie (intern), ETH Zürich, Zürich.
- [23] Schulin R. (2009): Unterlagen der Vorlesung «Bodenschutz und Landnutzung», Frühjahrsemester 2009, Departement Umweltnaturwissenschaften, ETH Zürich.

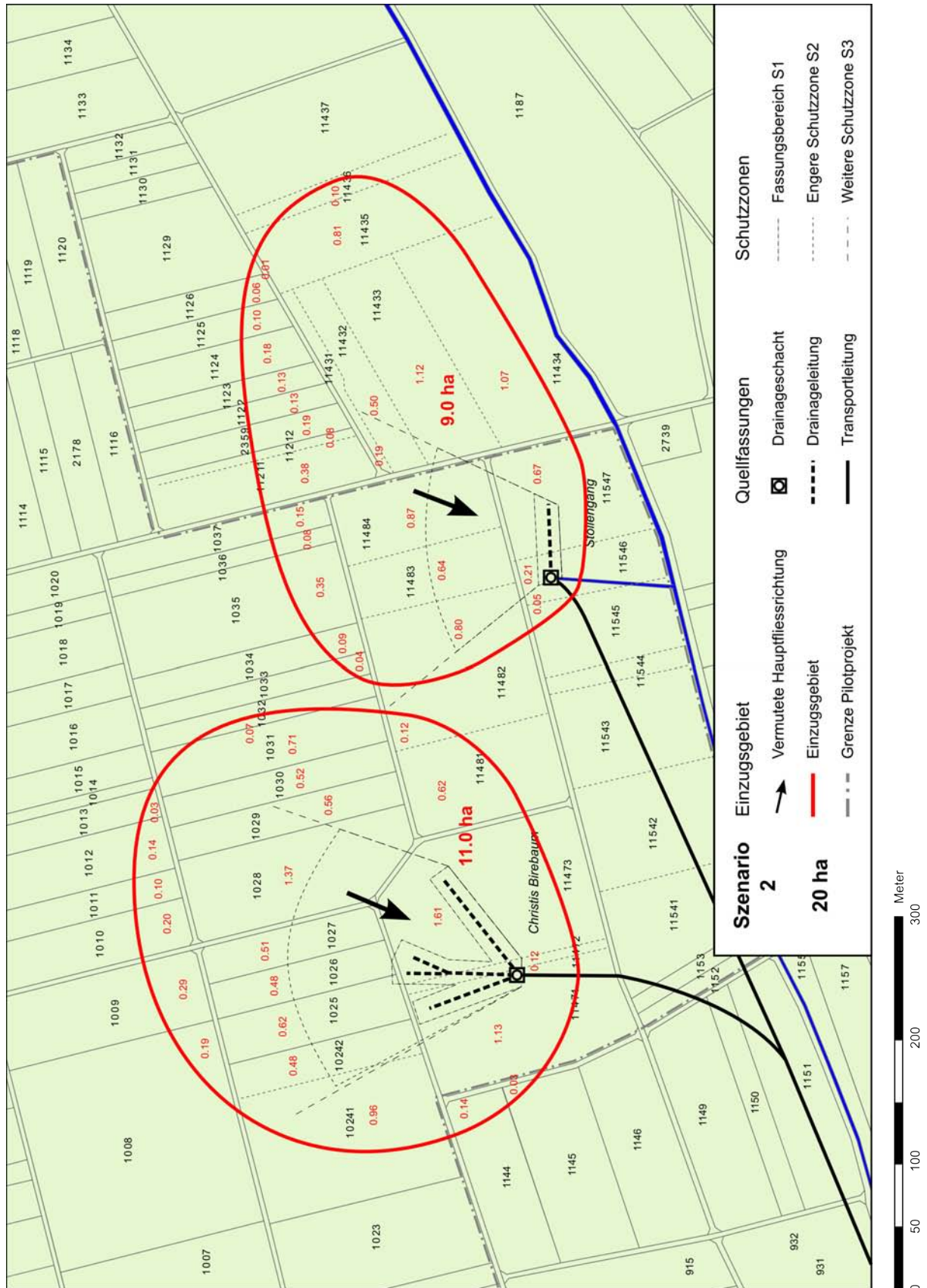
Anhang

A 1 Nitratauswaschungsraten der beteiligten Parzellen

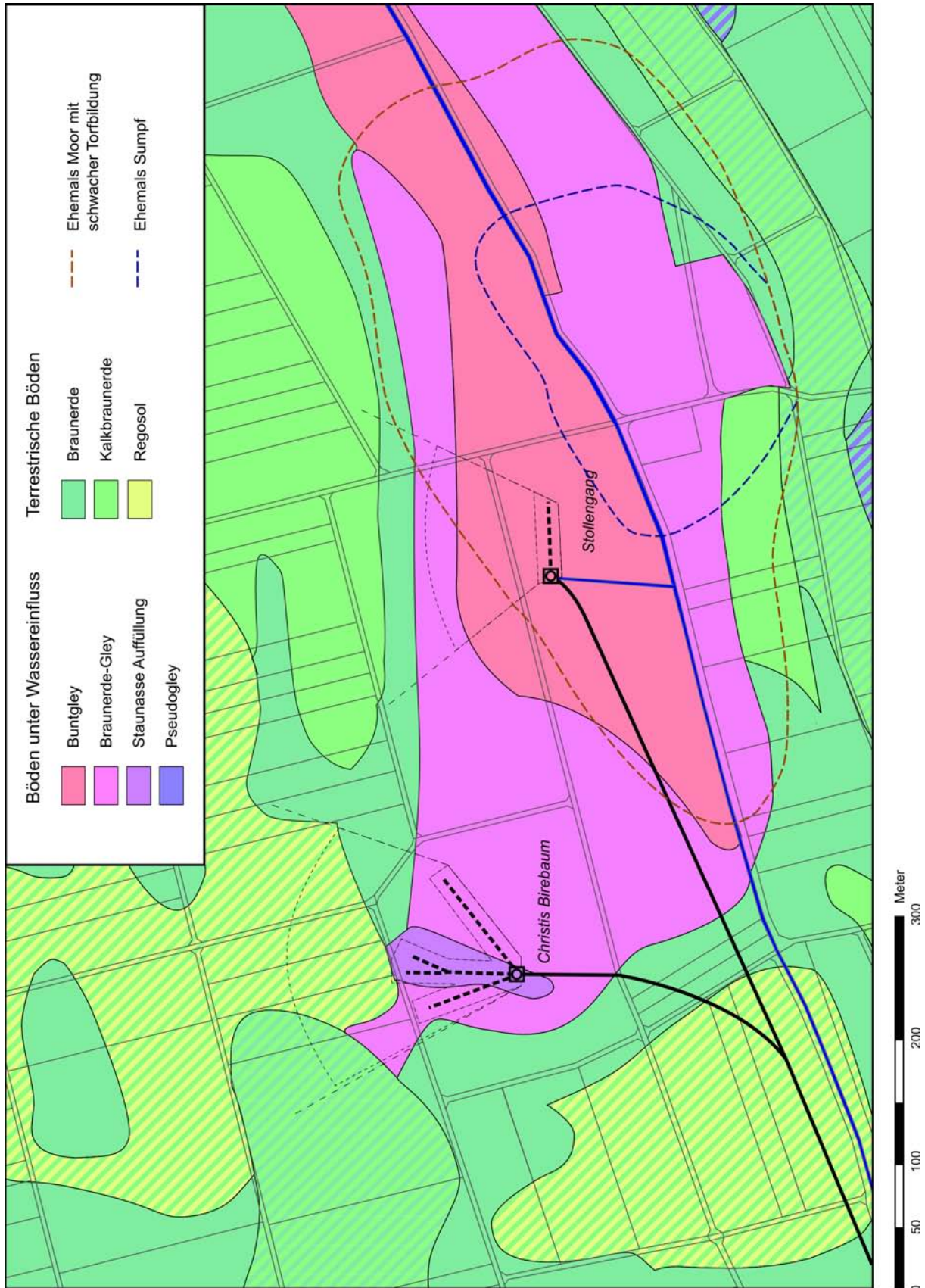
Parzelle	Jährliche Nitratauswaschungsrate ($\text{kg}_N \text{ha}^{-1}$) von Juli bis Juni des folgenden Jahres				
	2004	2005	2006	2007	2008
1024-1	50	40	20	40	40
1024-2	50	40	25	45	40
1025	40	20	50	60	50
1026	40	20	40	20	40
1027	25	25	25	25	25
1028	20	50	60	40	40
1029	50	40	20	40	40
1030	50	40	25	45	40
1031	40	20	50	60	50
1121-1	40	90	70	20	90
1121-2	25	25	25	25	45
1143-1	25	25	25	25	25
1143-2	30	90	25	95	90
1143-3	30	90	90	90	90
1143-4	30	90	90	30	90
1144	70	50	70	20	30
1145	50	90	100	40	90
1147-1	30	40	20	40	20
1147-2	25	25	25	25	25
1147-3	40	20	40	20	30
1148-1	75	40	20	40	40
1148-2	30	100	50	40	40
1148-3	25	25	25	25	25
1148-4	40	25	25	25	45
1154-5	45	20	40	30	40
1154-6	25	25	25	25	25
1154-7	45	20	40	30	40
2359	55	70	70	70	70
1122	55	70	40	20	40
1123	60	50	40	20	50
1124	60	50	40	20	40
1125	20	50	50	60	70
1126	40	20	50	60	60
1129	50	60	40	40	40
1008 – 1013 ¹	40	40	40	40	40

Grau hinterlegt sind Parzellen ausserhalb des Gebietes des Nitratprojektes.

¹ Keine Daten und nicht rekonstruierbar, daher Werte für Getreide mit Zwischenkultur.



A 3 Bodenkarte



A 4 Theorie des ungesättigten Transports

Die Gleichung für den spezifischen Durchfluss nach Darcy lautet für die ungesättigte Zone:

$$q = -K(\theta)i \quad (11)$$

- q : Spezifischer Abfluss (m/d)
 $K(\theta)$: Hydraulische Leitfähigkeit in Anhängigkeit des Wassergehaltes (m/d)
 i : Hydraulisches Gefälle (-)

Das hydraulische Gefälle setzt sich aus der geodätischen Höhe und dem Matrixpotential gemäss Gleichung (12) zusammen.

$$i = \frac{\partial}{\partial z}(z-h) \quad (12)$$

- z : Geodätische Höhe
 $-h$: Matrixpotential

Bei vertikaler Infiltration wird bei Vernachlässigung des Matrixpotentials das hydraulische Gefälle zu eins, wobei sich die Darcy-Gleichung zu Gleichung (13) vereinfacht.

$$q = K(\theta) \quad (13)$$

Nach einsetzen von (13) in die Kontinuitätsgleichung resultiert die Massenbilanzgleichung (14). Die zeitliche Veränderung des Wassergehaltes lässt sich dabei mit Gleichung (15) beschreiben.

$$-\frac{\partial q}{\partial z} = \frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial K(\theta)}{\partial z} = \frac{\partial K}{\partial \theta} \cdot \frac{\partial \theta}{\partial z} \quad (14)$$

$$\frac{d\theta}{dt} = \frac{\partial \theta}{\partial t} + \frac{\partial \theta}{\partial z} \left(\frac{dz}{dt} \right)_{\theta = \text{konst.}} \quad (15)$$

Für die hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit des Wassergehaltes, also des Wasservolumens am totalen Volumen, verwendet das Modell den Ansatz nach Brooks und Corey gemäss Gleichung (16).

$$K(\theta) = K_s \left(\frac{\theta}{n} \right)^\varepsilon \quad (16)$$

- K_s : Hydraulische Leitfähigkeit bei Wassersättigung t_1
 θ : Wassergehalt
 n : Effektive Porosität
 ε : Brooks-Corey Konstante

$$\left(\frac{dz}{dt} \right)_\theta = - \frac{\partial z}{\partial \theta} \quad (17)$$

Nach Kombination von (14) und (15) resultiert Gleichung (17), welche nach Integration unter Verwendung von (16) die Lösung der Schockwelle mit der Wellengeschwindigkeit w ergibt (Gleichung (18)). Die Wellengeschwindigkeit lässt sich aus der Massenerhaltungsbedingung gemäss Gleichung (19) berechnen.

$$z = z_0 - \frac{L \cdot \theta}{K(\theta) \cdot \varepsilon} = \frac{L \cdot \left(\frac{q}{K_s} \right)^{\frac{1}{\varepsilon}} \cdot n}{q \cdot \varepsilon} \quad (18)$$

$$w = \frac{K_1 - K_2}{\theta_1 - \theta_2} \quad (19)$$

- K_1 : Hydraulische Durchlässigkeit zum Zeitpunkt t_1
 K_2 : Hydraulische Durchlässigkeit zum Zeitpunkt t_2
 θ_1 : Wassergehalt zum Zeitpunkt t_1
 θ_2 : Wassergehalt zum Zeitpunkt t_2