Beiträge zur Hydrogeologie / 54 / Seiten 119–152 / Graz 2003

Bewertung der heterogenen Nitratverteilung im quartären Aquifer des Unteren Feistritztales (Oststeiermark/Österreich)

Evaluation of the Heterogeneous Spatial Distribution of Nitrate in the Quaternary Aquifer, Unteres Feistritztal (Eastern Styria/Austria)

A. Dalla-Via[1])

Inhalt

	Seite
1. Einleitung	120
2. Lage des Untersuchungsgebietes	120
3. Hydrologische und hydrogeologische Grundlagen	122
3.1. Landnutzung	122
3.2. Geologie	122
3.3. Boden	123
3.4. Klima	123
3.5. Abflusscharakteristik der Feistritz	126
4. Grundwasserfließsystem	126
4.1. Grundwasserstauer	127
4.2. Zusammensetzung und hydraulische Eigenschaften des quartären Aquifers	128
4.3. Variabilität der flächenhaften Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag	128
4.4. Interaktionen von Grundwasser und Oberflächenwasser	130
4.5. Grundwasserströmung und Grundwasserbilanz	132
4.6. Grundwasserüberdeckung und -mächtigkeit	133
5. Interpretation von Grundwasserqualitätsdaten	134
5.1. Allgemeines	134
5.2. Datengrundlage	134
5.3. Räumliche Verteilung ausgewählter hydrochemischer Parameter	135
5.4. Bedeutung punktueller Stickstoffeinträge	137

[1]) Mag. Dr. Andreas Dalla-Via, Institut für WasserRessourcenManagement, Hydrogeologie und Geophysik, JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH, Elisabethstraße 16/II, A-8010 Graz, Österreich. E-Mail: andreas.dalla-via@joanneum.at

5.5. Bedeutung diffuser flächenhafter Stickstoffeinträge 138
5.6. Bedeutung hydrochemischer und mikrobiologischer Prozesse im Grundwasser 141
6. Ergebnisse 145
7. Diskussion 146
Zusammenfassung 147
Literatur 147
Summary 150

1. Einleitung

Im Zuge von Hausbrunnenuntersuchungen, die im Jahre 1997 gemeinsam mit der Gewässeraufsicht (Fachabteilung 17c der Steiermärkischen Landesregierung) durchgeführt wurden, wurde eine sehr heterogene räumliche Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser festgestellt (A. Dalla-Via et al., 1998). Bisherige Untersuchungen zur Erfassung von Wasserbewegung und Stofftransport in der ungesättigten und gesättigten Zone in Porengrundwasserfeldern mit fluvioglazialen Einzugsgebieten in der Steiermark gaben in ihrer Übertragung auf seichtliegende Porengrundwasserfelder mit periglazialem Einzugsgebiet, wie dem Unteren Feistritztal, keine befriedigende Erklärung.

Auf Basis der theoretischen Grundlagen der Wasserbewegung und des Stofftransportes in der ungesättigten und gesättigten Zone sollen mittels einer zusammenschauenden Analyse physiogeographischer Grundlagen (Geologie, Landnutzung, Boden, Klima und oberirdischer Abfluss), des Grundwasserfließsystems (Aquifergeometrie, hydraulische Eigenschaften, Grundwasserströmungsverhältnisse, Interaktion mit Fließgewässern und Grundwasserdynamik) und der Interpretation von Grundwasserqualitätsdaten, Bewirtschaftungsformen und potentieller Kontaminationsquellen (Brunnenumfeld, Abwasserentsorgung etc.) eine Bewertung dieser Faktoren in Bezug auf ihren Einfluss auf die heterogene Nitratverteilung im Unteren Feistritztal durchgeführt werden.

Die angewandten Methoden orientieren sich dabei auf Grund der Größe des Untersuchungsgebietes (173 km^2) an der Interpretation bestehender oder generierter flächenhafter und punktueller Informationen (Österreichische Bodenkarte, Landnutzung, Geländemodell, Aquifergeometrie etc.) bzw. in der Erstellung digitaler flächenhafter Informationen aus analogen Datenbeständen mit Hilfe von Datenbanken samt integrierten Auswertetools und Geographischen Informationssystemen. Diese Werkzeuge sind eine Voraussetzung, um in diesem Maßstab komplexere flächenhafte Analysen, in relativ kurzer Zeit, effizient durchführen zu können.

2. Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebietes

Die Feistritz entspringt als „Weiße Feistritz“ an der nordöstlichen Seite des Wechsels und fließt durch das Steirische Randgebirge, vornehmlich in südwestlich bis südöstlicher Richtung, bis sie bei St. Johann bei Herberstein schließlich den Südostsporn des

Kulm durchbricht und in das Oststeirische Tertiärbecken austritt. Der hier beginnende Talabschnitt bis zur Einmündung der Feistritz in die Lafnitz nahe der Landesgrenze bei Fürstenfeld wird als Unteres Feistritztal bezeichnet. Das Untere Feistritztal ist ca. 31 km lang. Das Einzugsgebiet des Unteren Feistritztales umfasst rund 173 km^2. Den größten Anteil am Unteren Feistritztal nimmt der Bezirk Fürstenfeld ein, daneben gehören Teile des Unteren Feistritztales den politischen Bezirken Weiz und Hartberg an (Fig. 1).

Das engere Untersuchungsgebiet (Talboden und Niederterrassen) liegt in einer Höhe zwischen 233 m (Einmündung der Feistritz in die Lafnitz an der Landesgrenze zum Burgenland) und 365 m (höchstgelegener untersuchter Brunnen in St. Johann b.H.). Der höchste Punkt im Bereich des Unteren Feistritztales ist der Kulm mit einer Seehöhe von 975 m ü.A., die höchste Erhebung im gesamten Einzugsgebiet der Feistritz ist der Gipfel des Stuhlecks (1782 m ü.A.).

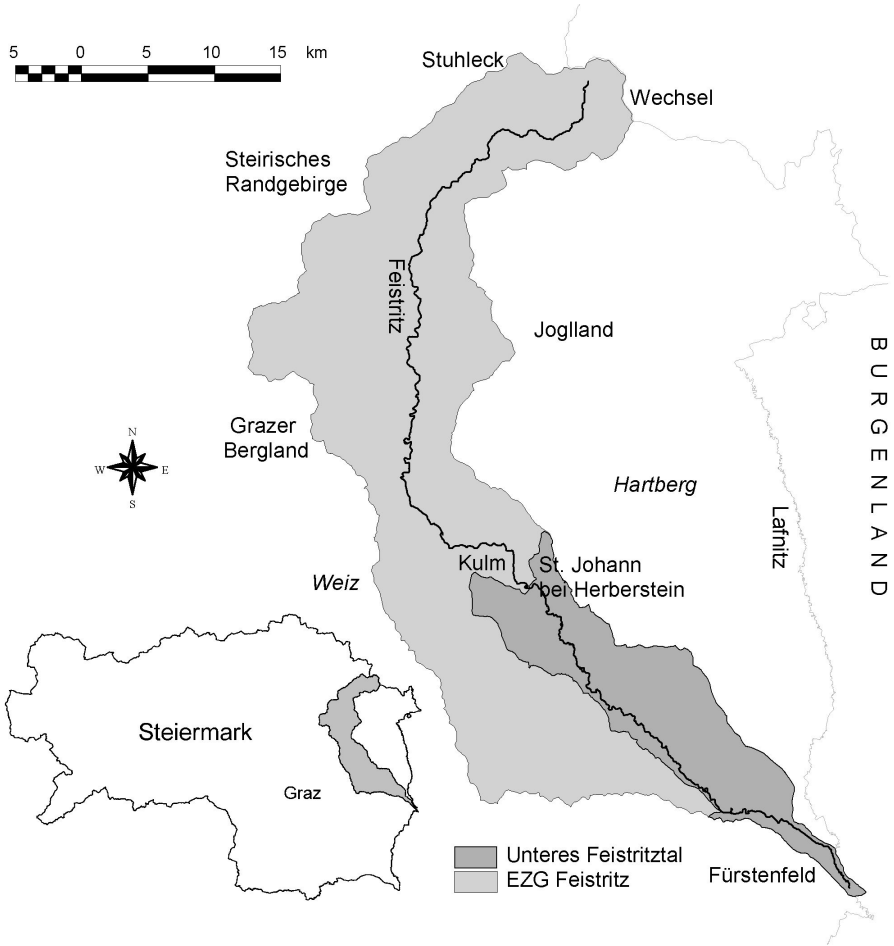

Fig. 1: Lage des Unteren Feistritztales.
Location of "Unteres Feistritztal".

3. Hydrologische und hydrogeologische Grundlagen

3.1. Landnutzung

Basierend auf der Landnutzungskarte der Steiermark (R. Benischke et al., 2001) wurden die Verteilung und die Anteile der wichtigsten Landnutzungsformen im Untersuchungsgebiet analysiert (Landsat 5-TM-Aufnahmen vom 5. 9. 1995).

Demnach fällt dem Wald, der vor allem die höheren Lagen des orographisch linken Talrandes bedeckt, mit knapp 42 % der größte Flächenanteil zu. Die ackerbaulich genutzten Flächen nehmen etwa 30 % des Unteren Feistritztales ein, wobei deren Anteil im Talbodenbereich mehr als 80 % beträgt. Die Hauptfrucht ist, trotz eines Rückganges in den letzten Jahren, mit Abstand der Mais. Der Grünlandanteil beträgt etwa 13 %.

Die anderen Landnutzungsformen sind für die Fragestellung nur von untergeordneter Bedeutung. Flächen ohne Vegetation nehmen ca. 5,1 %, Areale mit heterogener landwirtschaftlicher Nutzung ca. 3,1 % ein. Eine ebenfalls untergeordnete Rolle spielen der Jungwald und Strauchvegetation mit insgesamt 2,3 % und die niedrige Vegetation mit ca. 2,0 %. Der Anteil der Wasserflächen beträgt im Unteren Feistritztal ca. 1,1 %. Verbaute bzw. versiegelte Flächen bedecken rund 1,3 % des Untersuchungsgebietes.

3.2. Geologie

Die mehrere Meter mächtigen, quartären Ablagerungen des Unteren Feistritztales werden von pliozänen und miozänen Ablagerungen umrahmt (siehe H. W. Flügel & F. Neubauer, 1984). Vor allem am orographisch linken Talrand sind pleistozäne Nieder- und Hochterrassen verbreitet. Laut J. Fink (1959) und H. Riedl (1961) sind die ersten den Talboden überragenden Terrassen (Niederterrassen) der Rißkaltzeit zuzuordnen.

Auskunft über die Mächtigkeit und Zusammensetzung der quartären Ablagerungen im engeren Untersuchungsgebiet geben 84 Bohrungen, von denen 70 im Talboden und an den Schleppenhängen situiert sind.

Die Analyse der Bohrprofilbeschreibungen zeigt, dass die Quartärmächtigen im Untersuchungsgebiet zwischen 2 und 15 m betragen. Vor allem im Raum Großwilfersdorf, wo die höchste Dichte an Bohrungen im Untersuchungsgebiet vorliegt, sind starke Schwankungen der Quartärmächtigkeit auf kurze Entfernung festzustellen.

Detailliertere textliche Beschreibungen und kartographische Darstellungen der geologischen Verhältnisse sind A. Dalla-Via (2002) zu entnehmen.

Die Geologie im Einzugsgebiet des Oberen und Mittleren Feistritztales spielt ebenfalls eine bedeutende Rolle für die Zusammensetzung der Sedimente im Unteren Feistritztal. Ein Vergleich der Flächenanteile der wichtigsten Gesteinsgruppen in den Einzugsgebieten von Feistritz und Mur zeigt, dass durch den relativ geringen Anteil an Karbonaten im Einzugsgebiet der Feistritz ein verhältnismäßig hoher Anteil an feinkörnigen Sedimenten zu verzeichnen ist.

Weitere Ursachen für den hohen Feinanteil in den quartären Ablagerungen sind in der im Vergleich zur Mur geringeren Transportkraft der Feistritz und dem Fehlen von Gletschern im Einzugsgebiet der Feistritz zu sehen. Die Analyse von Bohrdaten sowie geologischen Längs- und Querprofilen in den quartären Ablagerungen zeigt, dass lokal von sehr inhomogenen Sedimentzusammensetzungen ausgegangen werden kann.

3.3. Boden

Der Boden hat für das Grundwasser sowohl für Quantität als auch Qualität eine bedeutende Funktion, was insbesondere bei der Frage der flächenhaften Grundwasserneubildung aus Niederschlag (vgl. Kap. 4.3.) und der Rolle des Bodens bezüglich der Nitratauswaschungsgefahr (vgl. Kap. 5.5.) deutlich wird. Als Datengrundlage für die durchgeführten bodenkundlichen Analysen dienen ausschließlich Ergebnisse der Österreichischen Bodenkarte 1 : 25 000 der Kartierungsbereiche Fürstenfeld, Gleisdorf, Hartberg und Pöllau (Bundesanstalt für Bodenwirtschaft, 1977a, 1977b, 1987, 1990). Diese analog vorliegenden Daten wurden in einem neu entwickelten Bodeninformationssystem digital erfasst. Es beinhaltet mehrere Module zur Ableitung hydrologisch relevanter Bodenparameter (Fig. 2).

Außerdem besteht eine Schnittstelle zu einem geographischen Informationssystem, in welchem in weiterer Folge flächenhafte Analysen, unter Einbeziehung von Landnutzungsparametern, durchgeführt werden. Unter anderem wurden Ableitungen der nutzbaren Feldkapazität, der Feldkapazität und der Luftkapazität nach M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock (1993) und AG Boden (1994) sowie der Nitrataustragsgefährdung (M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock, 1993) vorgenommen. Die unterschiedlichen Untersuchungsmethoden führten zu ähnlichen Ergebnissen. Demnach liegen die nutzbaren Feldkapazitäten im Unteren Feistritztal zwischen 50 und 260 mm. Dieser, für die Wasserspeicherung in der ungesättigten Zone sehr bedeutende Parameter, weist im Unteren Feistritztal eine große Bandbreite und eine hohe räumliche Variabilität auf (vgl. Kap. 4.3. und Kap. 5.5.).

3.4. Klima

Die flächenhafte Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag ist im Unteren Feistritztal der wichtigste Inputfaktor für das quartäre Grundwassersystem. Somit stellt die Analyse der zeitlichen Variabilität und der räumlichen Verteilung von Niederschlag und Verdunstung eine unabdingbare Voraussetzung für das Verständnis der Prozesse eines Grundwasserfließsystems dar. Basierend auf meteorologischen Messungen der Hydrographischen Landesabteilung Steiermark und der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik wurden vor allem zur Frage der zeitlichen Variabilität der Verdunstung und der räumlichen Verteilung in Abhängigkeit von Landnutzung und Boden verschiedene Untersuchungsmethoden eingesetzt und gegenübergestellt.

Die mittlere Jahressumme des Niederschlags an der Station Fürstenfeld (1971–2000) betrug 732 mm. Auf Grund der geringen Höhenunterschiede im engeren Untersuchungsgebiet differieren die mittleren Jahressummen des Niederschlags im engeren Untersuchungsgebiet nur geringfügig. Dasselbe gilt für die Lufttemperatur, die im Jahresmittel an der Station Fürstenfeld (1971–2000) 9,7° C betrug.

Die potentielle Evaporation für die Station Fürstenfeld (273 m) wurde nach der Methode von H. L. Penman (1954) und W. Haude (1955) berechnet. Die Berechnungen der potentiellen Evaporation wurde sowohl auf Tagesbasis als auch auf Monatsbasis durchgeführt. Es zeigte sich, dass die Jahressummen der potentiellen Evaporation in Fürstenfeld (1995–2000), berechnet auf Tagesbasis nur um 14–24 mm höher waren als die Berechnungen auf Monatsbasis. Auf Grund der geringen mittleren Abweichung von 2,4 % wurden die weiteren Berechnungen auf Monatsbasis durchgeführt.

Die Ergebnisse nach H. L. Penman (1954) und W. Haude (1955) bezüglich der potentiellen Evaporation stimmen relativ gut überein (Tab. 1).

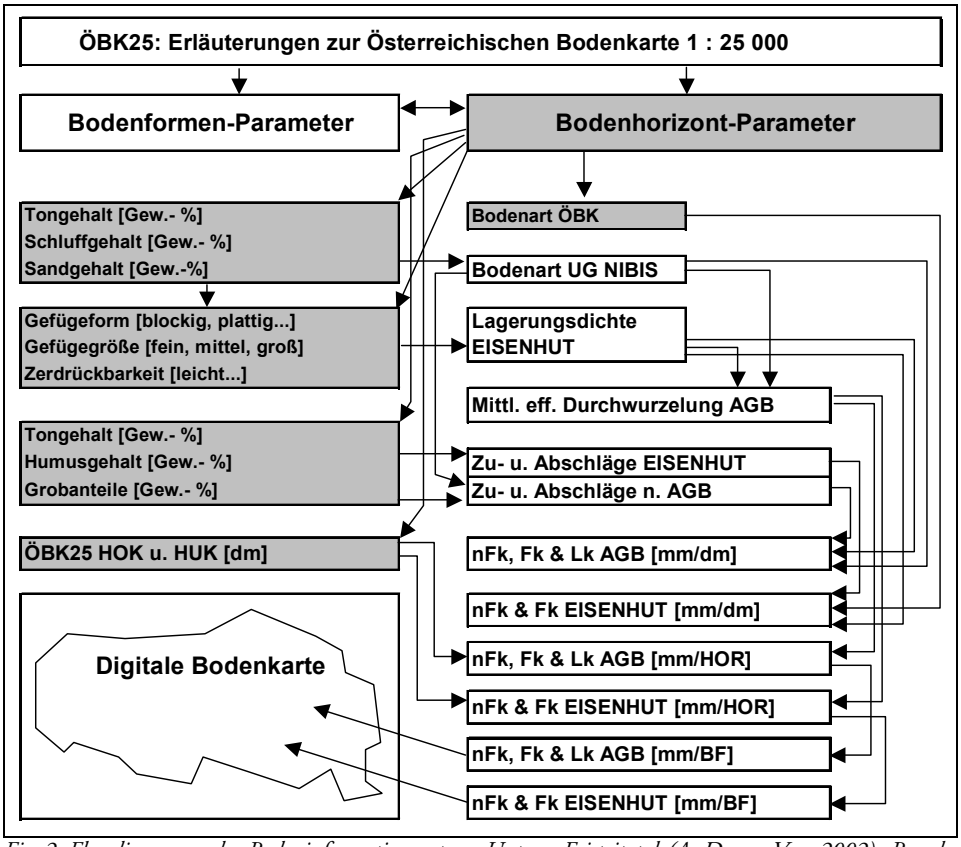

Fig. 2: Flussdiagramm des Bodeninformationssystems Unteres Feistritztal (A. Dalla-Via, 2002). Berechnung ausgewählter Parameter nach AG Boden (1994) und M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock (1993). Abkürzungen: BF – Bodenform; HOR – Horizont; nFk – nutzbare Feldkapazität; Fk – Feldkapazität; Lk – Luftkapazität; HOK – Horizontoberkante; HUK – Horizontunterkante; Bodenart UG NIBIS – Bodenarten-Untergruppe Niedersächsisches Bodeninformationssystem, U. Müller (1997); AGB – AG Boden (1994); EISENHUT – M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock (1993).

Flowchart of the soil information system "Unteres Feistritztal" (A. Dalla-Via, 2002). Calculation of several parameters with the methods of AG Boden (1994) and M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock (1993). Abbreviations: BF – soil type; HOR – horizon; nFk – available field capacity; Fk – field capacity; Lk – air capacity; HOK – top edge of horizon; HUK – bottom edge of horizon; Bodenart UG NIBIS – soil type subgroup Niedersächsisches Bodeninformationssystem, U. Müller (1997); AGB – AG Boden (1994); EISENHUT – M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock (1993).

Die Abnahme der potentiellen Verdunstung mit der Seehöhe in der Steiermark wurde im aktuellen Wasserversorgungsplan der Steiermark (R. Benischke et al., 2001) untersucht. Demnach betragen die höhenbedingten Verdunstungsdifferenzen im Unteren Feistritztal, welches nur geringe Höhenunterschiede von maximal 150 m aufweist, rund 15 mm. Auf der anderen Seite sind die Riedellagen thermisch begünstigt und windexponierter, wonach die potentielle Evapotranspiration sogar etwas höher als in den Tallagen wäre. Die bedeutendsten regionalen Unterschiede in der Verdunstung sind daher weniger höhen-, sondern vielmehr expositions- und landnutzungsbedingt.

Tab. 1: Jahressummen der potentiellen Evaporation von Wasserflächen nach H .L. Penman (1954) und von unbewachsenem Boden nach W. Haude (1955) in Fürstenfeld (1995–2000) berechnet auf Monatsbasis.
Annual sums of potential evaporation above water surfaces with the method of H. L. Penman (1954) and above bare soil with the method of W. Haude (1955) in Fürstenfeld (1995–2000) calculated on monthly basis.

Jahr	Potentielle Evaporation nach H. L. Penman (1954)	Potentielle Evaporation nach W. Haude (1955)
1995	721 mm	708 mm
1996	727 mm	665 mm
1997	799 mm	791 mm
1998	774 mm	804 mm
1999	777 mm	760 mm
2000	845 mm	919 mm

Betrachtet man das gesamte Einzugsgebiet der Feistritz, so spielt der Höhenfaktor natürlich eine bedeutende Rolle.

Wie J. Fank (1999) zeigt, erlaubt die Verwendung von Simulationsmodellen in Kombination mit hydrologischen Auswerteverfahren auf ebenen Standorten auch die Ermittlung der realen Gebietsverdunstung. Der Einsatz des einfachen HAUDE-Einschichtbilanzmodells ist bei Kenntnis der Niederschläge und der potentiellen Evapotranspiration auf Tagesbasis und der nutzbaren Feldkapazität möglich. Es handelt sich dabei um ein Verfahren zur Ermittlung der Grundwasserneubildung aus dem infiltrierenden Niederschlag. Die Sickerwassermengen werden aus der klimatischen Wasserbilanz (ETp nach W. Haude, 1955), unter Berücksichtigung der Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens, abgeleitet (F. Rieß, 1993).

Die mittlere Jahressumme der aktuellen Evapotranspiration in Fürstenfeld bei einer nutzbaren Feldkapazität von 175 mm, berechnet aus dem Einschichtbilanzmodell, beträgt bei Grünland 655 mm und bei Getreide und Mais je nach Winterbegrünung zwischen 464 und 528 mm (Tab. 2). Es besteht damit eine gute Übereinstimmung mit den mittleren Jahressummen berechnet nach M. Renger & G. Wessolek (1990), welche für Grünland bei gleicher Feldkapazität 635 mm und für Ackerland 495 mm betragen.

Das Verfahren von M. Renger & G. Wessolek (1990) wird vielfach für die Abschätzung der realen Jahresverdunstung (Summe April bis März des Folgejahres) herangezogen. Es gilt unter der Annahme, dass der Boden im Frühjahr auf Feldkapazität aufgefüllt ist. Das Verfahren ergibt eine Genauigkeit in der Verdunstung von 20–30 mm/a und gilt für mitteleuropäische Verhältnisse und Höhenlagen bis 600 m ü.A.

Tab. 2: Mittlere Jahressummen der aktuellen Evapotranspiration ausgewählter Landnutzungsformen abgeleitet aus dem HAUDE-Einschichtbilanzmodell bei einer nutzbaren Feldkapazität von 175 mm in Fürstenfeld (1969–2000).
Mean annual sums of the actual evapotranspiration of selected landuses calculated with the HAUDE model with a available field capacity of 175 mm in Fürstenfeld (1969–2000).

	Grünland	Getreide mit Winterbegrünung	Getreide ohne Winterbegrünung	Mais mit Winterbegrünung	Mais ohne Winterbegrünung
Eta [mm]	655	528	480	513	464

3.5. Abflusscharakteristik der Feistritz

Analysen von Grundwasserganglinien und Untersuchungen der Grundwasserqualität im Nahbereich der Feistritz zeigen, dass die Interaktion zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser für die Bewertung heterogener Stoffverteilungen eine wichtige Rolle spielt.

Zur Charakterisierung des Abflusses der Feistritz stehen Abflussdaten von den Pegeln Anger, Maierhofen und Neudorf vom 1. 1. 1967 bis 31. 12. 2000 in Form von Tagesmitteln von der Hydrographischen Landesabteilung des Landes Steiermark zur Verfügung.

Die mittleren Jahresgänge des Abflusses an den Feistritzpegeln Anger und Maierhofen weisen ihr Maximum im April, zur Zeit der maximalen Schneeschmelze, auf. Auf Grund der niedereren mittleren Seehöhe des Einzugsgebietes des Ilzbaches und der damit verbundenen früheren Schneeschmelze wird das Frühjahrsmaximum am Ilzpegel Neudorf meist bereits im März erreicht. Nach der Schneeschmelze kommt es zu einem deutlichen Rückgang des Abflusses. Ab der zweiten Maihälfte bis Mitte August führen sommerliche Starkregenereignisse häufig zu hohen Abflüssen. Ein wenig markantes sekundäres Minimum des Abflusses Mitte September ist auf rückläufige Niederschläge bei noch relativ hoher Verdunstung zurückzuführen. Einzelne herbstliche Dauer- und Starkregenereignisse führen im Oktober zu vereinzelten hohen Abflüssen. Generell ist jedoch mit dem Nachlassen der Niederschläge (Niederschlagsminimum im Jänner) ein Rückgang des Abflusses bis in den Jänner (absolutes Minimum) zu verzeichnen. Analysen zeigen, dass der Grundwasserspiegel im Nahbereich der Feistritz deutlich von der Abflussdynamik der Feistritz geprägt ist.

Die mittlere Abflussspende (Mq) im Unteren Feistritztal ohne Ilztal, abgeleitet aus der Differenz Einzugsgebiet (EZG) des Pegels Maierhofen minus EZG Pegel Anger und EZG Pegel Neudorf beträgt 6,9 $l/s \cdot km^2$. Ein Vergleich der mittleren Abflussspenden zwischen Vorland (Pegel Neudorf) und Grundgebirge (Pegel Anger) zeigt, dass die Abflussspende im Grundgebirge mit fast 13 $l/s \cdot km^2$ mehr als doppelt so hoch ist wie im Vorland.

Die Gesamtabflusshöhe im Einzugsgebiet des Pegels Neudorf (Ilzbachtal) beträgt rund 180 mm. Die mittlere Einzugsgebietshöhe beträgt 394 m ü.A. und ist damit höher als im Unteren Feistritztal (352 m). Man kann also davon ausgehen, dass die Abflusshöhe im Unteren Feistritztal unter 180 mm liegt. Abschätzungen der Grundwasserneubildung aus dem HAUDE-Einschichtbilanzmodell und aus dem zeitlichen Verlauf des Grundwasserspiegels (1969–2000) ergeben mittlere Jahressummen von 250 mm unter landwirtschaftlichen Nutzflächen und 150 mm unter Wiesen (vgl. Kap. 4.3.). Unter Waldflächen findet im Unteren Feistritztal in klimatischen Normaljahren keine Grundwasserneubildung statt.

4. Grundwasserfließsystem

Eine korrekte Beschreibung der Grundwasserbewegung (Grundwasserfließsystem) ist die Basis für die Analyse jeglicher Stofftransportfragen in der ungesättigten und gesättigten Zone.

In der vorliegenden Arbeit werden die Aquifergeometrie (Grundwasserstauer, Mächtigkeiten und Flurabstände), die hydraulischen Eigenschaften des Aquifers (Durchläs-

sigkeit und Speichervermögen) und die Grundwasserdynamik (Grundwasserneubildung, Interaktion mit Fließgewässern, Grundwasserströmungsverhältnisse) mit meist unterschiedlichen Methoden analysiert.

4.1. Grundwasserstauer

Der Grundwasserstauer im Unteren Feistritztal setzt sich aus Schluff, Schluffton oder Ton zusammen. Die flächenhafte Verteilung der Grundwasserstauerhöhe (Fig. 3) ist in Teilbereichen (vor allem südöstlich von Großwilfersdorf) auf Grund fehlender Bohrungen mit großen Unsicherheiten behaftet. Aber auch in Bereichen mit einem dichteren Netz an Bohrdaten ist eine genaue Festlegung der Grundwasserstauerhöhe vielerorts nicht eindeutig möglich, was häufig in der unterschiedlichen Qualität der Bohrprofilbeschreibungen begründet ist. In Bereichen mit einer hohen räumlichen Dichte an Bohrungen wurden Rinnen im Grundwasserstauer festgestellt (z.B. bei Großwilfersdorf, Fig. 3).

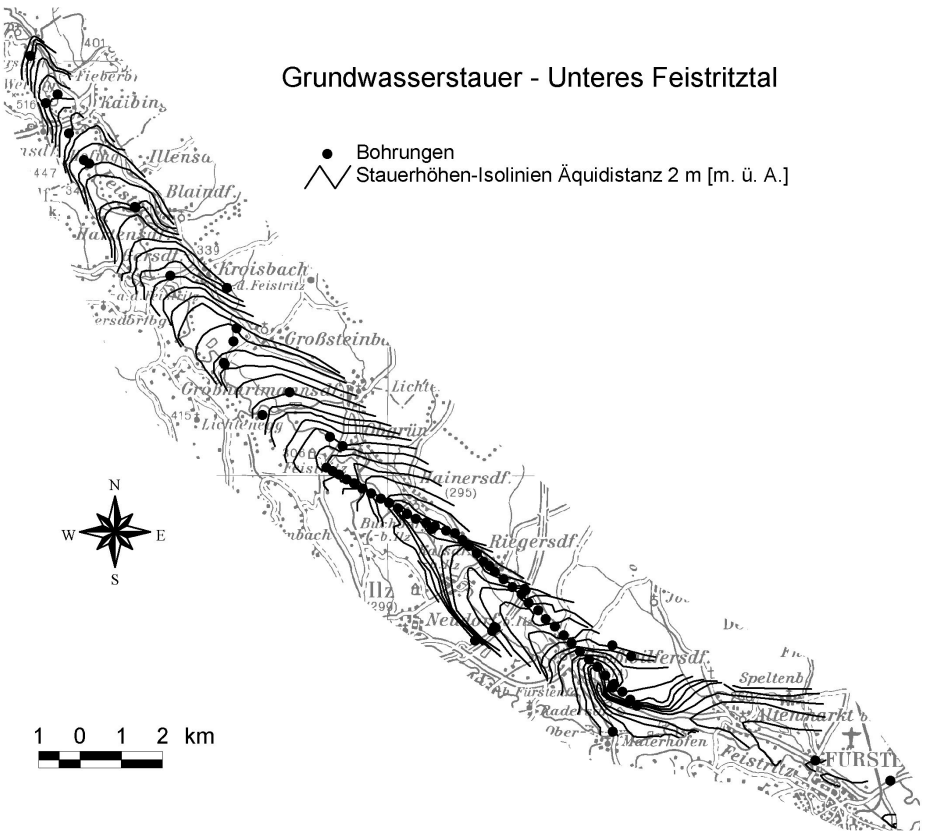

Fig. 3: Grundwasserstauer-Isolinienkarte des Unteren Feistritztales aus A. Dalla-Via (2002). Topographische Grundlage: ÖK 1 : 200 000 (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, 2002).
Aquitard elevation map "Unteres Feistritztal" from A. Dalla-Via (2002). Topography: ÖK 1 : 200 000 (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, 2002).

4.2. Zusammensetzung und hydraulische Eigenschaften des quartären Aquifers

Der quartäre Aquifer im Unteren Feistritztal setzt sich vorwiegend aus schluffigen, sandigen, kiesigen und steinigen Sedimenten zusammen. Dabei ist festzustellen, dass die Korngrößen talabwärts tendenziell abnehmen. Bohrprofilbeschreibungen zeigen, dass zwischen St. Johann b.H. und Großsteinbach ein beträchtlicher Teil des Aquifers aus Steinen besteht. In Großwilfersdorf sind vor allem mittel bis grobe, steinige Kiese vorzufinden, bei Fürstenfeld hauptsächlich sandige Mittelkiese. Festgestellte Aquiferinhomogenitäten (geringdurchlässige horizontale Schichten) können mancherorts vertikale Stoffvermischungen verlangsamen und damit in manchen Fällen bei unterschiedlichen Brunnentiefen Ursache für festgestellte unterschiedliche Stoffkonzentrationen auf kurze Entfernung sein.

Die Fließgeschwindigkeit hängt von der Durchlässigkeit (k_f-Wert), dem Grundwassergefälle und dem nutzbaren Porenvolumen ab. Pumpversuche sind die am weitesten verbreitete Methode zur Bestimmung des k_f-Wertes, obwohl Pumpversuchsauswertungen Annahmen voraussetzen, die z.T. nicht erfüllt werden. Im Unteren Feistritztal wurden vom Autor an neun Bohrungen Kurzpumpversuche durchgeführt und nach dem Geradenlinienverfahren von H. H. Cooper & C. E. Jakob (1946) ausgewertet. Die Durchlässigkeiten liegen demnach im Bereich zwischen 10^{-4} und 10^{-5} m/s und sind damit geringer als in den fluvioglazialen Sedimenten des Murtales. Deshalb ist auch die Grundwasserabflussmenge im Unteren Feistritztal verhältnismäßig gering (siehe Kap. 4.5., Grundwasserbilanz). Das Wasserspeichervermögen des Aquifers, abgeleitet aus der Korngröße, der Durchlässigkeit und dem zeitlichen Verlauf von Grundwasserganglinien, liegt zwischen 7 und 12 %.

4.3. Variabilität der flächenhaften Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag

Die flächenhafte Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag stellt den bedeutendsten Inputfaktor für das seichtliegende quartäre Porengrundwassersystem des Unteren Feistritztales dar. Grundwasserganglinienanalysen an Messstellen, die von der Feistritz gering bzw. nicht beeinflusst sind, zeigen dies deutlich (Fig. 4). Daher kommt der Abschätzung der zeitlichen und räumlichen Variabilität der flächenhaften Grundwasserneubildung zur Erfassung des Grundwasserfließsystems eine wichtige Rolle zu.

Es wird generell empfohlen nach Möglichkeit mehrere, voneinander unabhängige Verfahren zur Abschätzung der Grundwasserneubildung einzusetzen (Arbeitskreis Grundwasserneubildung der Fachsektion Hydrogeologie der Deutschen Geologischen Gesellschaft, 1977).

In der vorliegenden Arbeit wird dem nachgekommen, indem die flächenhafte Grundwasserneubildung aus der Wasserbilanz, dem HAUDE-Einschichtbilanzmodell und dem zeitlichen Verlauf des Grundwasserspiegels berechnet wird. Mittels der beiden erstgenannten Methoden werden die Auswirkungen unterschiedlicher Landnutzungen und Böden auf die Grundwasserneubildung untersucht. Es zeigt sich, dass die höchsten Grundwasserneubildungsraten bei Ackerland (Mais Winterbrache) und einer nutzbaren Feldkapazität von 65 mm mehr als sechsmal so hoch sind wie unter Grünland bei einer nutzbaren Feldkapazität von 260 mm (Tab. 3).

Zwar ist die Abhängigkeit der Grundwasserneubildung von der Landnutzung höher als von den Bodenverhältnissen, trotzdem kommt dem Boden im Unteren Feistritztal eine

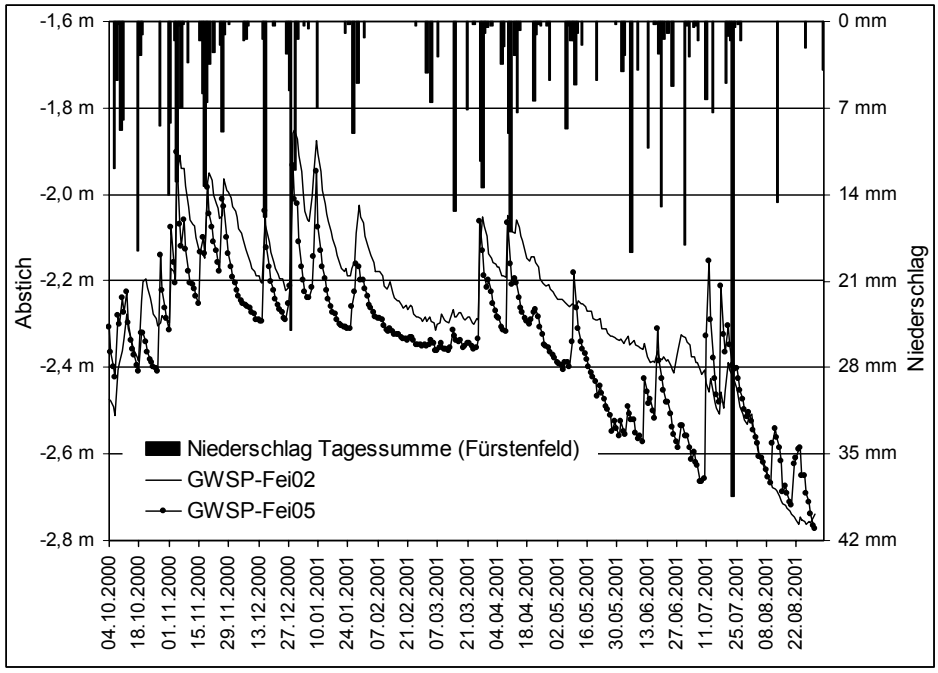

Fig. 4: Grundwasserspiegelganglinien an den Messstellen „Fei02" (Großwilfersdorf-Mitte) und „Fei05" (Großsteinbach) und die Tagessummen des Niederschlags an der Station Fürstenfeld (4. 10. 2000 bis 4. 9. 2001).
Groundwater level at the measuring points "Fei02" (Großwilfersdorf-Mitte) and "Fei05" (Großsteinbach) and daily sums of precipitation in Fürstenfeld (4. 10. 2000–4. 9. 2001).

hohe Bedeutung zu. Bei gleicher Landnutzung variieren die mittleren Jahressummen der Grundwasserneubildung unter Ackerland im Unteren Feistritztal (1969–2000) je nach nutzbarer Feldkapazität bis zu 43 mm und bei Grünland um 93 mm. Durch eine Verschneidung von Landnutzungsparameter und Bodenparameter (nutzbare Feldkapazität) wurde die flächenhafte Verteilung der mittleren Grundwasserneubildungsrate (1969–2000) generiert (Fig. 5).

Ackerflächen weisen im Unteren Feistritztal nach obigen Berechnungen deutlich höhere Grundwasserneubildungsraten auf als Grünland. Das bedeutet, dass ungedüngte brachliegende Ackerflächen auf Böden mit geringen nutzbaren Feldkapazitäten bezüglich einer Reduktion der Nitratkonzentrationen in Sicker- und Grundwasser am günstigsten wären. Die Abschätzung der Grundwasserneubildung unter Waldflächen ist auf

Tab. 3: Niederschlag minus aktueller Evapotranspiration nach M. RENGER & G. WESSOLEK (1990) – mittlere Jahressummen in Fürstenfeld 1970–2000.
Precipitation minus actual evapotranspiration (M. RENGER & G. WESSOLEK (1990) – mean annual sums in Fürstenfeld (1970–2000).

Nutzbare Feldkapazität	Ackerland	Grünland
65 mm	301 mm	218 mm
175 mm	235 mm	95 mm
260 mm	209 mm	46 mm

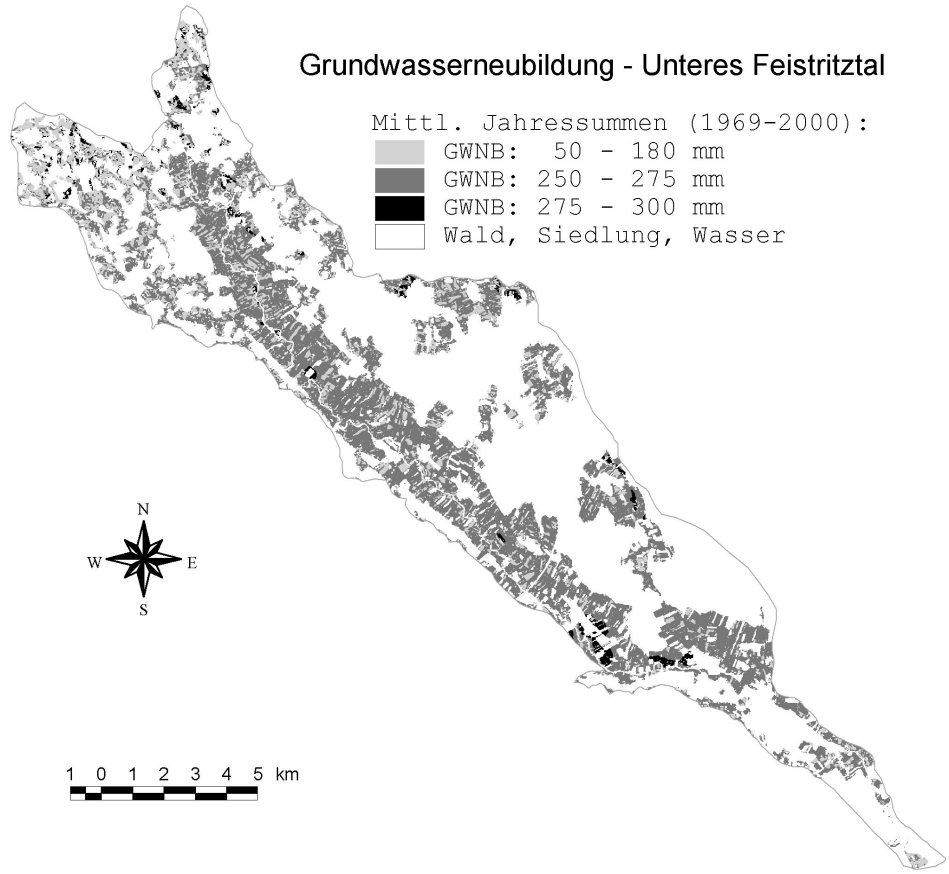

Fig. 5: Mittlere Jahressummen der Grundwasserneubildung im Unteren Feistritztal (1969–2000) abgeleitet aus dem HAUDE-Einschichtbilanzmodell.
Mean annual sums of groundwater recharge in the "Unteres Feistritztal" (1969–2000) calculated with the HAUDE model.

Grund des hohen Anteils der niederschlagsabhängigen Interzeptionsverdunstung an der Gesamtverdunstung besonders problematisch. Detaillierte Untersuchungen der aktuellen Evapotranspiration höherer Vegetationsdecken wurden von H. Ernstberger (1987) durchgeführt. Eine vereinfachte Übertragung dieser Untersuchungsergebnisse auf das Untere Feistritztal lässt annehmen, dass unter Wald in klimatischen Normaljahren bei den vorherrschenden klimatischen Verhältnissen keine Grundwasserneubildung stattfindet.

4.4. Interaktionen von Grundwasser und Oberflächenwasser

Der hydraulische bzw. hydrochemische Einfluss von Uferfiltrat der Feistritz auf das gewässerbegleitende seichtliegende Grundwasser im Unteren Feistritztal wurde bei Grundwasserqualitätsuntersuchungen, bei Grundwasserganglinienanalysen (siehe z. B. Fig. 6) und Pumptests an Messstellen im Nahbereich der Feistritz deutlich. Während

bei Pumpversuchen an Bohrungen in weiterer Entfernung der Feistritz bei der vorhandenen maximalen Pumpleistung (ca. 0,6 l/s) stets eine Absenkung von zumindest einem Meter registriert wurde, gelang dies bei Bohrungen im Nahbereich der Feistritz nicht.

Der Grad der Interaktion zwischen Fließgewässer und Grundwasser hängt von der Kolmation des Gewässerbettes ab. Unter dem Begriff „Kolmation" eines Gewässerbettes werden alle Vorgänge verstanden, die über eine Reduktion des Porenvolumens und eine Verfestigung des Sohlenmaterials (Filterschicht) zu einer Abnahme der Durchlässigkeit des Gewässerbettes führen (P. Geldner, 1981, U. Schälchli, 1993, R. Patscheider, 1994 und D. Gutknecht et al., 1998).

Das relativ geringe mittlere Gefälle, die zahlreichen Staubereiche, die geringe Schleppkraft und der hohe Anteil an schluffigem Material lassen eine allgemein hohe Kolmation der Feistritz vermuten. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass eine hydraulische Wirkung der Feistritz auch bei vollständiger Kolmation möglich ist.

An der Brücke von Maierhofen südlich von Großwilfersdorf wird am gleichnamigen Pegel der Abfluss der Feistritz erfasst. Am gegenüberliegenden linken Ufer befindet sich, in etwa 20 m Entfernung zur Feistritz die Bohrung 3. An dieser Messstelle wurde der Grundwasserspiegel ab 21. 8. 2000 etwas mehr als ein Jahr lang mittels eines Datensammlers in kurzen Intervallen erfasst. Eine Gegenüberstellung der Zeitreihen von Abfluss und Grundwasserspiegel zeigt deutlich, dass die Dynamik des Grundwasserspiegels an der Bohrung 3 vom Abflussverhalten der Feistritz geprägt ist (Fig. 6).

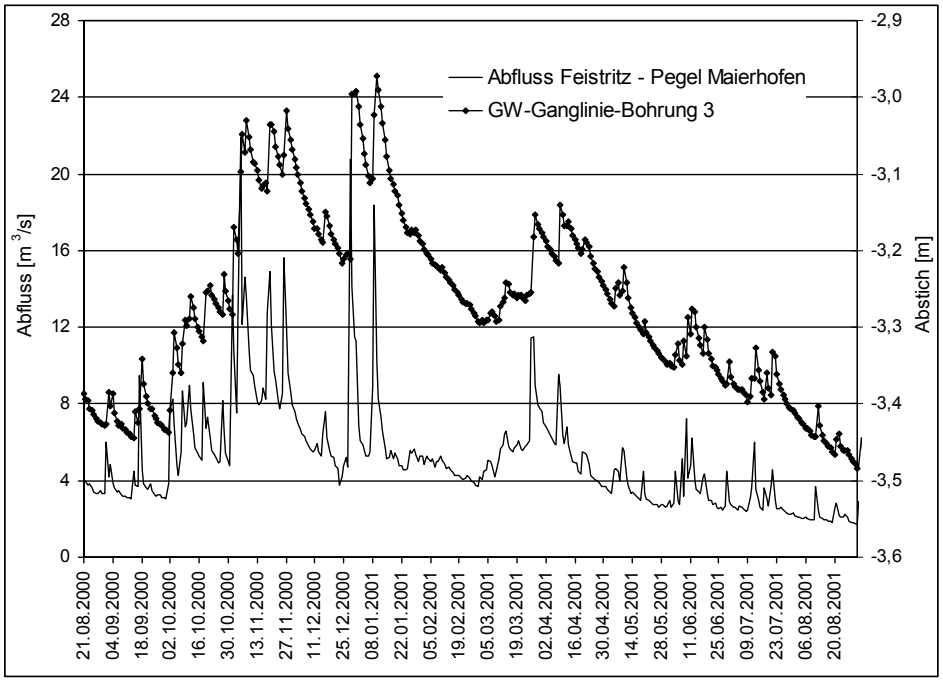

Fig. 6: Der Abfluss der Feistritz am Pegel Maierhofen und der Grundwasserspiegel an der Bohrung 3 (Maierhofen) nahe der Feistritz, südlich von Großwilfersdorf (21. 8. 2000 bis 4. 9. 2001).
Runoff of Feistritz River at Maierhofen gauge and the groundwater level at the borehole 3 (Maierhofen) near the Feistritz, south of Großwilfersdorf (21. 8. 2000–4. 9. 2001).

4.5. Grundwasserströmung und Grundwasserbilanz

Die Kenntnis der Grundwasserströmungsverhältnisse ist zur Interpretation von Stofftransport bzw. Stoffverteilung essentiell. Im Rahmen dieser Arbeit wurden einige Stichtagsmessungen durchgeführt und mit Hilfe geostatistischer Methoden (Tab. 4) ausgewertet.

Tab. 4: Verwendete Einstellungen zur Interpolation des Grundwasserschichtenlinienplanes vom 4. 9. 2001. Adjustments used for the interpolation of the groundwater table contour map from 4. 9. 2001.

Variographie	Modell	Lineares Modell	Modell Interpolationsverfahren	Verfahren	Ordinary Kriging
	Slope	0,03		Suchradius	Kreis 6000 m
	Power	1,05		Kriging-Typ	Point
	Anisotropie	keine		Drift-Typ	Keiner
	Nuggeteffekt	keiner			

Nach durchgeführter Datenanalyse (Variographie) wurde Ordinary Kriging als geeignetstes Interpolationsverfahren gewählt. Diese Methode erwies sich auch im westlichen Leibnitzer Feld als die am besten geeignete, wo im Rahmen einer Kreuzvalidierung drei Modelle (Ordinary Kriging, lineare Drift bzw. quadratische Drift) miteinander verglichen wurden (J. Fank & K. Fuchs, 1996).

Die Strömungsverhältnisse (Stichtag 4. 9. 2001) im Unteren Feistritztal sind in einer Grundwasserschichtenlinienkarte dargestellt (siehe Fig. 7). Die Grundwasserströmung ist meist auf die Feistritz gerichtet oder verläuft ungefähr parallel zur Feistritz.

Die Berechnung der Grundwasserfließgeschwindigkeit ist deshalb interessant, da sie eine Abschätzung von Stofftransportgeschwindigkeiten im Grundwasser zulässt. Die Fließgeschwindigkeit variiert in Abhängigkeit von der Sedimentzusammensetzung und dem Grundwasserspiegelgefälle.

Die durchgeführten Berechnungen zeigen, dass die Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 0,03 m und 2,7 m/d liegen.

Das bedeutet für die Bewertung der extrem heterogenen Nitratverteilung, dass sich unterschiedlich konzentrierte Sickerwässer, seien sie bedingt durch „punktuelle Stoffeinträge“ oder durch andere Faktoren (wie Boden und oder Landnutzung) längere Zeit brauchen, um sich mit dem Grundwasser zu vermischen.

Eine von A. Dalla-Via (2002) erstellte Grundwasserbilanz zeigt, dass als Inputfaktor die flächenhafte Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag, vor allem unter ackerbaulich genutzten Flächen, die wesentlichste Rolle spielt (vgl. Kap. 4.3.).

Die Ursache dafür liegt nicht in einer auffällig hohen Grundwasserneubildungsrate unter Ackerland, sondern in dem Umstand, dass Wiesen, bei einer geringeren Grundwasserneubildungsrate (150 mm), nur einen relativ geringen Flächenanteil im Untersuchungsgebiet einnehmen und unter Wald in klimatischen Normaljahren keine Grundwasserneubildung stattfindet.

Demnach beträgt der Grundwasserabfluss aus infiltrierenden Niederschlägen im gesamten Einzugsgebiet des Unteren Feistritztales rund 710 l/s. Die anthropogenen Entnahmen im gesamten Einzugsgebiet betragen rund 10 l/s. Der Grundwasserzustrom in St. Johann b.H. entspricht in etwa dem Grundwasserabstrom bei Fürstenfeld. Demnach ist davon auszugehen, dass in klimatischen Normaljahren rund 700 l/s in die Feistritz strömen.

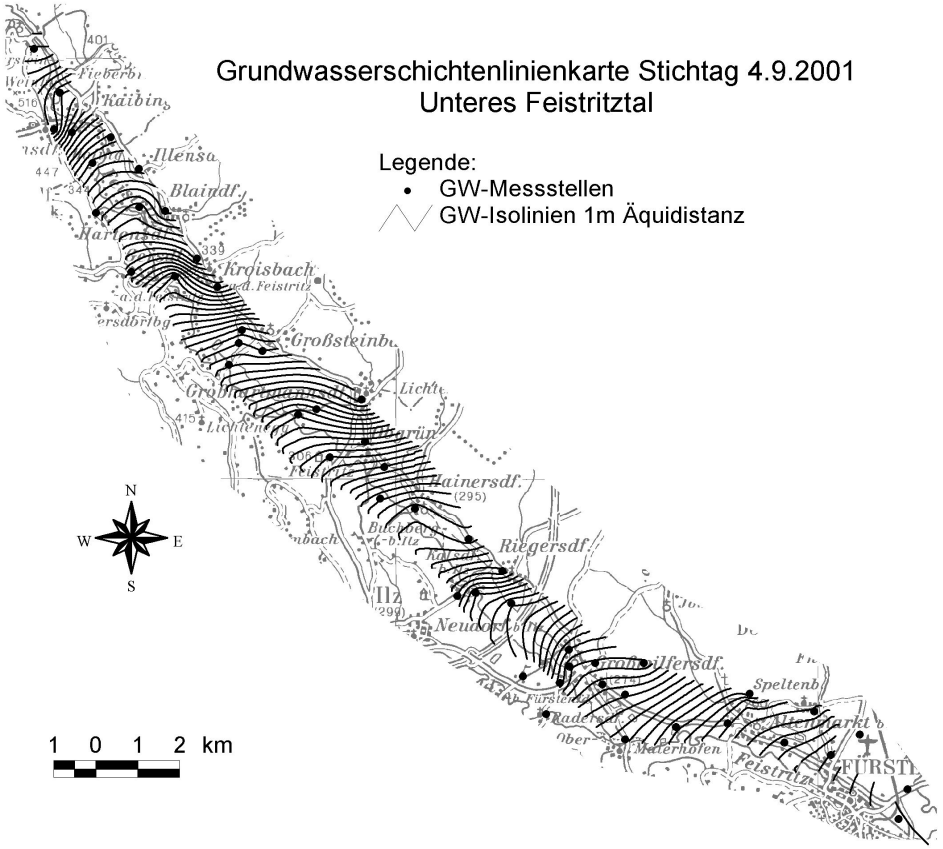

Fig. 7: Grundwasserschichtenlinienkarte des Talbodens des Unteren Feistritztales bei niedrigem Grundwasserstand – Stichtag 4. 9. 2001 (Topographische Grundlage: ÖK 1 : 200 000; BUNDESAMT FÜR EICH- UND VERMESSUNGSWESEN, 2002).
Groundwater table contour map of the lower areas of the "Unteres Feistritztal" from 4. 9. 2001 (Topography: ÖK 1 : 200 000; BUNDESAMT FÜR EICH- UND VERMESSUNGSWESEN, 2002).

4.6. Grundwasserüberdeckung und -mächtigkeit

Die Grundwasserüberdeckung (Flurabstand) lässt sich durch Verschneidung von Geländemodell und Grundwasserschichtenlinienplan flächenhaft ermitteln.

Voraussetzung dafür ist jedoch, neben einem möglichst genauen Grundwasserschichtenlinienplan (vgl. Kap. 4.5.), ein möglichst exaktes Geländemodell. Erst durch Anpassungen des Geländemodells an die terrestrisch vermessenen Höhenkoten (Bohrungen, Hydrographiemessstellen und Geometriedaten des Flussbettes der Feistritz) war es möglich, den Flurabstand flächenhaft zu generieren. Die daraus gewonnenen Ergebnisse und die Ergebnisse von Abstichmessungen zeigen, dass die Grundwasserüberdeckung in großen Bereichen unter 2 m liegt. Detaillierte Darstellungen der Ergebnisse sind in A. DALLA-VIA (2002) zu finden.

Weiters wurde die Grundwassermächtigkeit durch eine Verschneidung von Grundwasserstauer und Grundwasserschichtenlinienplan flächenhaft ermittelt. Rückschlüsse durch Wasserstände von Brunnen geben nur Auskunft über Mindestmächtigkeiten, da

es sich bei vielen Brunnen um unvollkommene Brunnen handelt. Die im Unteren Feistritztal festgestellten Grundwassermächtigkeiten betragen meist 2–3 m. Eine detaillierte Darstellung der Grundwassermächtigkeiten ist der Arbeit von A. Dalla-Via (2002) zu entnehmen.

5. Interpretation von Grundwasserqualitätsdaten

5.1. Allgemeines

Die Beschaffenheit des Grundwassers hängt von der chemischen Beschaffenheit des Sickerwassers und von den im Untergrund sich vollziehenden geochemischen Prozessen ab, die die Beschaffenheit des Wassers im Laufe seines unterirdischen Weges durch Erhöhung oder Verminderung der Gehalte an gelösten Bestandteilen verändern können.

Die räumliche und zeitliche Variabilität der hydrochemischen Beschaffenheit des Sickerwassers und die hydrochemischen Prozesse im Grundwasser spielen daher für die Bewertung der heterogenen Nitratverteilung eine wichtige Rolle. Da im Unteren Feistritztal keine hydrochemischen Messungen in der ungesättigten Zone vorliegen, wurde versucht durch Interpretation von Grundwasserqualitätsuntersuchungen und durch die Übertragung von nationalen und internationalen Untersuchungsergebnissen zum Themenkreis „Nitratauswaschung aus der ungesättigten Zone", unter Berücksichtigung der regionalen Besonderheiten im Unteren Feistritztal, eine Bewertung der extrem heterogenen Nitratverteilung durchzuführen.

5.2. Datengrundlage

Im Jahre 1992 wurde auf Basis der Wassergüte-Erhebungsverordnung (WGEV, 27. 6. 1991) im Feistritztal erstmals ein WGEV-Messstellennetz, bestehend aus 12 Hausbrunnen, eingerichtet. Diese Messstellen wurden vom Februar 1992 bis Oktober 1997 viermal jährlich beprobt. Im Jahr 1997 wurde dieses Messstellennetz durch 12 neue Bohrpegel ersetzt. Sie werden seit 31. 8. 1997 beprobt und stehen bis dato als WGEV-Messstellen in Verwendung. Durch diese Änderung des Messstellennetzes kann auf eine fünfeinhalbjährige Reihe des ersten Messstellennetzes und eine vierjährige Reihe des aktuellen Messstellennetzes zurückgegriffen werden.

Neben den vierteljährlichen WGEV-Beobachtungen wurden vom 12. 8. 1997 bis 27. 10. 1997 in 11 Gemeinden 173 Hausbrunnen untersucht (A. Dalla-Via, 1998 und A. Dalla-Via et al., 1998). Die Auswahl der Brunnen basierte auf Kartierungen von A. Dalla-Via (1995). Die 173 Hausbrunnen wurden unter Beachtung der hydrogeologischen und geomorphologischen Verhältnisse bei einer angestrebten möglichst gleichmäßigen Verteilung der Messstellen über das gesamte Arbeitsgebiet ausgewählt, wobei den Brunnen, die zu Trinkwasserzwecken genutzt werden, der Vorzug gegeben wurde.

Ein überraschendes Ergebnis dieser Untersuchung bestand in der extrem heterogenen Verteilung zahlreicher physikalischer und chemischer Parameter. Im Oktober 2000 wurden erneut gemeinsam mit der Fachabteilung 17c – Gewässeraufsicht der Steiermärkischen Landesregierung 40 der 173 Hausbrunnen beprobt. Die Analysen deuten darauf hin, dass es sich bei der 1997 festgestellten Nitratverteilung um einen zeitlich relativ konstanten Zustand handelt.

Das Ziel der umfangreichen Hausbrunnenuntersuchungen (1997 und 2000) war es, zusätzlich zu den WGEV-Daten, eine möglichst „flächenhafte“ Information über ausgewählte physikalische und chemische Parameter zu erhalten und diese mit mikrobiologischen Untersuchungen zu ergänzen (A. Dalla-Via et al., 1998). Letztere wurden von der Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchungen in Graz durchgeführt.

5.3. Räumliche Verteilung ausgewählter hydrochemischer Parameter

Eines der auffallendsten Ergebnisse der Hausbrunnenuntersuchung von 1997 bestand in der extrem heterogenen Verteilung der Nitratkonzentrationen (A. Dalla-Via, 1998). Es wurde festgestellt, dass sich keine größeren Teilflächen mit ähnlich hohen Nitratkonzentrationen abgrenzen lassen.

Im gesamten Arbeitsgebiet weisen die Brunnen, obwohl sie oft nur nur wenige 100 m voneinander entfernt liegen, höchst unterschiedliche Nitratkonzentrationen auf. Ähnliches gilt für die Parameter Nitrit, Eisen und Mangan, wobei keinerlei signifikant unterschiedlichen Häufigkeiten in Tallängsrichtung festzustellen sind (Fig. 8).

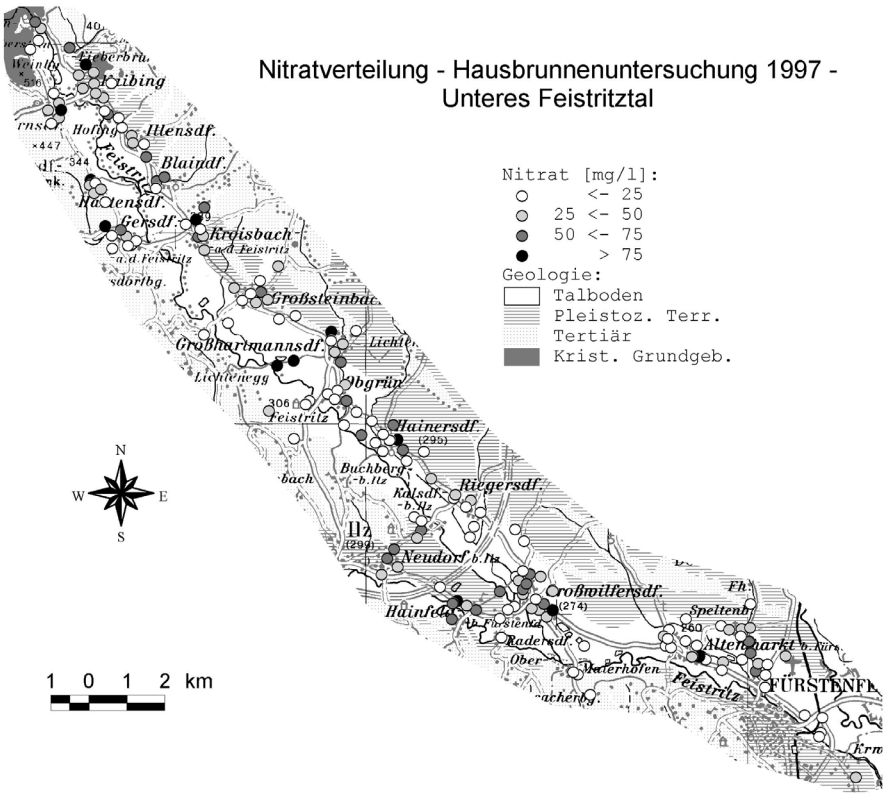

Fig. 8: Nitratverteilung im Unteren Feistritztal basierend auf 173 untersuchten Hausbrunnen im Jahre 1997. (Topographische Grundlage: ÖK 1 200 000; Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, 2002).
Distribution of nitrate in the “Unteres Feistritztal” for 1997 using data from 173 private wells. (Topography: ÖK 1 : 200 000; Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, 2002).

Die Analyse der räumlichen Variabilität der Nitratkonzentrationen mit Hilfe eines standardisierten Variogramms deutet zwar auf keine räumlichen Zusammenhänge hin, ordnet man jedoch die untersuchten Brunnen geomorphologischen Einheiten zu, so zeigen sich gewisse Trends (Tab. 5). Die Nitratgehalte nehmen vom Talboden in Richtung Talrand (Nieder- und Hochterrassen) hin zu. Man kann auch im intensiv landwirtschaftlich genutzten Unteren Feistritztal davon ausgehen, dass die Stickstoffeinträge, wie in vergleichbaren Gebieten, z.B. Murtal südlich von Graz, im überwiegenden Maße aus landwirtschaftlich genutzten Flächen stammen.

Tab. 5: Nitratkonzentrationen [mg/l] gemessen an 173 Hausbrunnen im Unteren Feistritztal (Untersuchung 1997), zusammengefasst nach geomorphologischen Einheiten.
Nitrate concentrations [mg/l] measured at 173 private wells, summarized according to geomorphological units in the "Unteres Feistritztal" (investigation 1997).

Nitrat	Talboden	Schleppenhang	Niederterrasse	Hochterrasse	Tertiär
Minimum	< 0,1	0,5	2,1	1,9	0,7
Mittelwert	27,6	34,9	34,5	41,1	26,1
Maximum	124,0	123,9	79,1	87,6	97,8
Messstellen	53	36	34	12	38

Wie aus Landnutzungsanalysen hervorgeht, ist der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Talboden und an den Schleppenhängen am höchsten und nimmt gegen die Ränder hin ab. Daraus geht hervor, dass die Nitratverteilung im Unteren Feistritztal nicht allein mit der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung korreliert, sondern viel mehr von Prozessen in der ungesättigten und gesättigten Zone bestimmt wird (vgl. Kap. 5.5. und Kap. 5.6.).

Bezüglich der Verteilung von Nitrit wurde festgestellt, dass die Konzentrationen in allen geomorphologischen Einheiten mit Ausnahme der Hochterrassen (niedrigere Konzentrationen) ähnlich hoch sind. Auch im experimentellen Variogramm zeigen sich keine räumlichen Zusammenhänge.

Die höchsten Ammoniumkonzentrationen wurden im Talboden und im Bereich der Schleppenhänge festgestellt. Die geringsten Ammoniumkonzentrationen traten im Schnitt auf den Hochterrassen, die höchsten im Talboden auf, womit eine gewisse Übereinstimmung mit der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung besteht, welche im Talboden am höchsten ist.

Die Sauerstoffsättigung ist für die Umwandlungsprozesse der Stickstoffkomponenten von großer Bedeutung (vgl. Kap. 5.6.). Gegenüber den oben analysierten Verteilungen der Stickstoffkomponenten ist die räumliche Verteilung weniger heterogen. Sie nimmt deutlich vom Talrand in Richtung Talboden ab. Auf den Hochterrassen ist die Sauerstoffsättigung im Schnitt etwa doppelt so hoch wie im Talboden (Tab. 6).

Die Eisen- und Mangankonzentrationen im Grundwasser werden, wie die Nitratgehalte stark von reduzierenden Verhältnissen beeinflusst. So sind hohe Eisen- und Mangankonzentrationen häufig ein Hinweis auf reduzierende Verhältnisse im Grundwasser (G. Matthess, 1990). Die Eisenkonzentrationen weisen im Untersuchungsgebiet eine sehr heterogene Verteilung auf, wobei aber auch hier bezüglich der geomorphologischen Lage der Brunnen deutliche Trends festzustellen sind. So sind sie im Talboden und im Bereich der Schleppenhänge auf Grund der häufiger vorkommenden reduzierenden Verhältnisse im Mittel etwa dreimal höher als auf der Niederterrasse bzw. bis zu zehnmal höher als auf der Hochterrasse.

Tab. 6: Sauerstoffsättigungsgrade gemessen an 173 Hausbrunnen im Unteren Feistritztal (Untersuchung 1997), zusammengefasst nach geomorphologischen Einheiten.
Oxygen saturation [%] measured at 173 private wells in the "Unteres Feistritztal" (investigation 1997), summarized according to geomorphological units.

Sauerstoff-sättigung	Talboden	Schleppenhang	Niederterrasse	Hochterrasse	Tertiär
Minimum	10,0	10,0	6,0	30,0	9,0
Mittelwert	36,6	38,7	50,4	70,3	58,5
Maximum	87,0	98,0	99,0	104,0	110,0

5.4. Bedeutung punktueller Stickstoffeinträge

Im Allgemeinen wird zwischen lokalen, punktförmigen Belastungsquellen, wie Nitrat aus der Versickerung von Abwässern oder Sickerwässer unter Abfalldeponien bzw. diffusen, großflächigen Belastungsquellen, wie Nitrat aus Niederschlägen (Atmosphäre), Nitrat aus Düngemittel, Nitrat aus der Mineralisierung des organischen Stickstoffvorrats humoser Böden und Nitrat aus der Infiltration von Oberflächengewässern unterschieden (E. KLAGHOFER, 1986).

Die Vermutung, dass punktuell konzentrierte Stickstoffeinträge wesentlich zur heterogenen Nitratverteilung im Grundwasser beitragen könnten, schien nur auf den ersten Blick naheliegend zu sein. Eine Analyse des Umfeldes von über 600 Brunnen im Unteren Feistritztal zeigte, dass die Zahl von konzentrierten Stickstoffquellen im Nahbereich von Brunnen (Fig. 9) relativ selten ist. Weiters wurde im Umfeld, von mit Stick-

Fig. 9: Hausbrunnen im desolaten baulichen Zustand und einem Misthaufen im Nahbereich (Unteres Feistritztal im Oktober 2000).
Damaged private well located close to a dung hill ("Unteres Feistritztal" – October 2000).

stoff belasteten Hausbrunnen keine signifikante Häufung von konzentrierten Stickstoffquellen festgestellt.

Im Unteren Feistritztal waren im Jahre 1999 über 2000 Einwohner an keine kommunale Abwasserentsorgung angeschlossen. Eine Analyse der Nitratkonzentrationen im Bereich von nichtentsorgten Flächen zeigte ebenfalls keinen deutlichen Zusammenhang. Dieser ist auch nicht zu erwarten, wenn man den Stickstoffinput aus der Landwirtschaft, rund 9500 GVE im Untersuchungsgebiet im Jahre 1995, die rund 2000 nicht ans öffentliche Kanalnetz angeschlossenen Menschen gegenüberstellt.

An WGEV-Messstellen im Nahbereich von Kompostsammelstellen wurden nur sehr niedrige Nitratkonzentrationen registriert. Somit kann festgestellt werden, dass punktuellen Stickstoffeinträgen im Unteren Feistritztal als Mitverursacher der extrem heterogenen Nitratverteilung eine untergeordnete Rolle zukommt.

5.5. Bedeutung diffuser flächenhafter Stickstoffeinträge

Eine sehr wichtige Rolle in Bezug auf die festgestellte heterogene Nitratverteilung im Unteren Feistritztal kommt den diffusen flächenhaften Stickstoffeinträgen zu.

In Niederschlägen sind vor allem Ammonium und Nitrat vorhanden, die durch Auswaschungen von anthropogenen Luftverunreinigungen in den Niederschlag gelangen. Wie Untersuchungen zeigen, beträgt der Stickstoffeintrag aus der Luft über trockene und nasse Deposition in Österreich auf Freiland 4–21 kg N/ha und Jahr und bei Waldökosystemen 6–40 kg N/ha · a (TUSCH, 1990). Über Stickstoffeinträge im Unteren Feistritztal liegen keine Zahlen vor. Abschätzungen sind schwierig, da auf der einen Seite die Entfernung zu Ballungsräumen zwar relativ groß ist, auf der anderen Seite jedoch eine Autobahn das Untere Feistritztal kreuzt.

Über Stickstoffverluste durch NH_3-Entgasung in die Atmosphäre liegen ebenfalls keine Zahlen für das Untere Feistritztal vor. In der Literatur wurden keine Hinweise gefunden, die eine Verursachung der extrem heterogenen Nitratverteilung im Grundwasser durch Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre bzw. Stickstoffverluste in die Atmosphäre vermuten ließen.

Bei der Bewertung der Bedeutung flächenhafter diffuser Stickstoffeinträge für die heterogene Nitratverteilung im Grundwasser erweist es sich als günstig, nach Landnutzungsform und Bodenform zu unterscheiden. Art und Dauer des Bewuchses beeinflussen über den Wasserverbrauch die Sickerwassermenge und durch den Stickstoffentzug die Nitratkonzentration im Bodenwasser. Unter sonst gleichen Boden- und Klimabedingungen steigt die Nitratauswaschung in der Reihenfolge: Wald (Nadelwald < Laubwald) < Grünland (Wiese < Weide) < Acker mit Zwischenfruchtanbau (Getreide < Hackfrucht < Leguminosen) < Acker ohne Zwischenfruchtanbau < Sonderkulturen (z.B. Wein, Gemüse, Obst, Spargel, Hopfen). Quellen sind: F. Timmermann, 1981, B. Wohlrab, 1983, B. Scheffer et al., 1984, DVWK, 1985, Strebel et al., 1986 und A. Wantulla, 1987.

Untersuchungen über die Abhängigkeit des Grades der Nitratauswaschung unter Wald zeigen, dass sowohl ein unterschiedlicher Baumbestand als auch heterogene Bodenverhältnisse zu unterschiedlichen Stoffausträgen führen können (W. Walther, 1999 und DVWK, 1990). Demnach kann auch im Unteren Feistritztal von einer gewissen heterogenen Verteilung der Stickstoffkonzentration im Sickerwasser unter Waldflächen ausgegangen werden. Auf Grund der in der Regel geringen Nitratkonzentrationen unter Wald sind diese Heterogenitäten jedoch bezüglich ihrer Bedeutung für die heterogene Nitratverteilung als gering einzuschätzen.

Auf Grund des relativ geringen Rinderbesatzes ist im Unteren Feistritztal eine, in der Regel, extensive Grünlandnutzung vorherrschend. Somit kann, so wie bei Wald, von einer generell eher geringeren Nitratauswaschung, im Vergleich zum gedüngten Ackerland, ausgegangen werden. In Bezug auf die Bewertung der extrem heterogenen Nitratverteilung im seichtliegenden Porengrundwasser gilt es jedoch auch, mögliche Heterogenitäten der Nitratstickstoffauswaschung unter Grünland in Abhängigkeit vom Sickerwasseranfall, Boden und Bewirtschaftungsform zu untersuchen. Aus zahlreichen Untersuchungen ist zu entnehmen, dass die Nitratkonzentrationen unter Grünland, in Abhängigkeit von Boden, Grundwasserneubildungsrate und Bewirtschaftung zwischen 1 mg/l und > 200 mg/l liegen können (z.B. E. Sticksel, 1994, W. Walther, 1999). Auf Grund der im Unteren Feistritztal diesbezüglich festgestellten räumlichen Heterogenitäten (vgl. Kap. 3.3. und Kap. 4.3.) sind unter Grünland höchst unterschiedliche Nitratkonzentrationen zu erwarten.

Im Mittelpunkt vieler Untersuchungen zum Themenkreis „Nitrat im Grundwasser" steht die Frage der Nitratauswaschung unter Ackerland. Zahlreiche Untersuchungen (J. Fank, 1999, F. Feichtinger, 1998, F. Rieß, 1993, U. Rohmann & H. Sontheimer, 1985, E. Sticksel, 1994) beschäftigen sich dabei mit der Bedeutung der Kulturart, des Bodens und der Bewirtschaftungsform (Menge und Terminisierung von Düngegaben, Fruchtfolge).

Ackerflächen nehmen im Unteren Feistritztal etwa 38 % der Gesamtfläche ein, wobei der Anteil von Ackerland im Talboden mehr als 80 % beträgt. Bezüglich der Kulturart konzentrieren sich in der vorliegenden Arbeit die Betrachtungen auf den Mais, da dieser die mit Abstand am weitesten verbreitete ackerbauliche Kulturpflanze im Untersuchungsgebiet ist.

Mais ist durch seinen verhältnismäßig hohen Stickstoffbedarf, bei angepasster Düngung, in Bezug auf die Nitrataustragsgefährdung nicht von vornherein als problematische Kulturart anzusehen. Zur Frage der aus ökologischer und ökonomischer Sicht optimalen Gesamtstickstoffmenge für ausgewählte landwirtschaftliche Kulturarten und hier insbesondere dem Mais, gibt es in Österreich, Deutschland und vielen anderen Ländern schon seit Jahren zahlreiche Untersuchungen. Diese Frage ist dennoch nicht einfach zu beantworten, da die „optimale" Stickstoffmenge neben der Sorte auch vom Boden, den klimatischen Verhältnissen, mit denen die Pflanzenentwicklung einhergeht, der Bodenbearbeitung, dem eventuellen Anbau von Zwischenfrüchten und dem Stickstoffvorrat im Boden abhängig ist (W. Walther, 1999, G. Eder, 2001, E. Sticksel, 1994 und J. Fank, 1998). Die Bandbreite der Empfehlungen zur Gesamtstickstoffgabe schwanken je nach Rahmenbedingung (Stickstoffvorräte im Boden, Klima, Terminisierung etc.) zwischen ca. 120–200 kg N/ha · a.

Aktuelle Untersuchungen in der Steiermark zeigen, dass die um N-Düngungs- und Trocknungskosten bereinigten Maiserträge ab einer Gesamtdüngegabe von rund 150–170 kg N/ha · a nicht oder nur im sehr geringem Maße steigen. Außerdem wird festgestellt, dass tiefgründige Böden bei exakt gleicher Bewirtschaftung deutlich höhere Trockenmasseerträge liefern als seichtgründige Böden, was naturgemäß einen höheren Stickstoffentzug und damit eine geringere Nitratauswaschungsgefährdung bedeutet (Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft Steiermark, 2000).

Die Ursache für die hohe Nitratauswaschungsgefahr unter Mais ist zum einen in der Stellung des Maises in der Fruchtfolge bedingt. So ist dem Mais, wie auch im Unteren Feistritztal, häufig eine winterliche Brache vorangestellt, die keinen Schutz vor einer Nitratauswaschung darstellt (N. Lütke-Entrup et al., 1993). Einige Untersuchungen weisen auf mögliche Ertragseinbußen durch eine N-Immobilisierung in der Gründün-

gungsbiomasse hin (siehe J. Martinez & G. Guiraud, 1990, A. Calegari, 1991 und M. Tollenaar et al., 1993).

An der Lysimeterstation in Wagna (Leibnitzer Feld) konnten etwa gleich hohe Stickstofffrachten unter einer Fruchtfolgevariante und der Maismonokulturvariante beobachtet werden (J. Fank, 1999). Die Autoren G. Dersch & J. Hösch (2001) belegen, dass im Ackerbau in mäßig bis schwach humiden Regionen mit Jahresniederschlagssummen von etwa 800–900 mm eine Minimierung der Nährstoffverluste primär mit dem rechtzeitigen Anbau von Begrünungen bis Mitte August einhergeht. Durch den späten Maiserntetermin im Unteren Feistritztal (September) ist dieser Effekt durch die geringe Entwicklung der Gründecke vermutlich beschränkt wirksam.

Die langsame Jugendentwicklung von Mais hat eine erhöhte Nitrataustragsgefährdung im Frühstadium der Pflanzenentwicklung zur Folge (speziell bei hohen Grundwasserneubildungsraten in diesem Zeitraum). Deshalb werden von zahlreichen Autoren geringe Andüngungsmengen von maximal 30 kg N/ha in Form von Reihendüngung empfohlen (L. Hepting, 1984, U. Walther & F. Jäggli, 1989). Diese Maßnahmen könnten auch im Unteren Feistritztal zu einer effizienteren Ausnutzung der Gesamtstickstoffgaben durch die Maispflanze und damit geringeren Nitrataustragsgefährdung führen.

Simulationsmodelle bieten sich an, um die komplexen Prozesse des Stickstoffkreislaufes in der ungesättigten Zone nachzuvollziehen und um Vorhersagen zu Effekten von Landnutzungsänderungen zu geben. Solche Modelle finden häufig Anwendung um Witterung, Standort, Vegetation, Betriebsmitteleinsatz und mikrobiologische Umsetzungsaktivitäten kausal zu verknüpfen. Dabei sind die damit verbundenen Möglichkeiten ebenso herauszustreichen wie die Unsicherheiten und Grenzen. Die sinnvolle Anwendung solcher Modelle setzt eine möglichst gute Datenlage voraus. Mit einem Stofftransportmodell wie STOTRASIM (F. Feichtinger, 1997) kann auf Basis der aus der Österreichischen Bodenkarte 1 : 25 000 abgeleiteten Parameter eine Simulation des Stickstoffkreislaufs im Boden landwirtschaftlich genutzter Flächen durchgeführt werden.

Auf Grund der vorhandenen Datenlage ist es zwar nicht möglich die kleinsträumig festgestellten Nitratkonzentrationsunterschiede als instationäres Simulationsergebnis zu erhalten, wohl aber sind für ausgewählte typische Bodenformen im Untersuchungsgebiet und für angenommene Bewirtschaftungsweisen die Umsetzungsprozesse des Stickstoffs im Boden simulierbar. Auf Basis dieser Ergebnisse können in Zusammenarbeit mit Vertretern der Landwirtschaft Empfehlungen zur ökonomischen und ökologischen Optimierung der Bewirtschaftungsweise entwickelt werden.

Es ist unbestritten, dass unterschiedliche Böden bei gleicher Landnutzung (Bewirtschaftung) sehr unterschiedliche Nitratauswaschungsraten bewirken. Verantwortlich dafür ist der Wasserhaushalt und der damit zusammenhängende Stickstoffkreislauf des Bodens. Dabei stehen die Fähigkeit des Bodens, organische Stickstoffverbindungen in Ammonium-Ionen umzuwandeln (Stickstoffmineralisierung), die mikrobielle Umwandlung von Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation), die meist biochemische Reduktion von Nitrat und Nitrit zu Stickoxiden und molekularem Stickstoff (Denitrifikation) und die biologische Stickstofffixierung durch Mikroorganismen im Mittelpunkt der Betrachtung (P. Schachtschabel et al., 1998).

Das Wasserrückhaltevermögen von Böden wird durch die Begriffe Feldkapazität und nutzbare Feldkapazität charakterisiert. Aber auch die Durchlässigkeit, der Grundwasserflurabstand und das Klima beeinflussen die Nitrataustragsgefährdung von Böden. Die Autoren M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock (1993) entwickelten ein Verfahren

zur Ableitung der Nitrataustragsfährdung von Böden aus den Daten der Österreichischen Bodenkarte 1 : 25 000. Darin werden die nutzbare Feldkapazität (vgl. Kap. 3.3.), die Durchlässigkeit, der mittlere Grundwasserflurabstand und die klimatische Wasserbilanz zur Bewertung der Nitrataustragsgefährdung herangezogen.

Diese Auswerteverfahren wurden in das „Bodeninformationssystem Unteres Feistritztal" implementiert (vgl. Kap. 3.3.). Die Einstufung der Grundwasserflurabstände erfolgte nach M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock (1993) auf Grund der vorkommenden Bodentypen. Bei Extremen Gleyen oder Niedermooren, deren Existenz meist auf sehr geringe Flurabstände beruht, wurde die maximale Punktezahl 5 vergeben. Bei terrestrischen Böden ohne Grundwassereinfluss wurde nur die Punktezahl 1 vergeben. Bei der Bewertung der Nitrataustragsgefährdung auf Grund der sogenannten klimatischen Wasserbilanz wird die Niederschlagsmenge von Oktober bis März und der Feldzustand (Brache oder Winterung) miteinbezogen.

Die Auswertung der Nitrataustragsgefährdung von 104 Bodenformen im Unteren Feistritztal nach M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock (1993) zeigt, dass 89 Böden eine geringe Nitrataustragsgefährdung, 14 Böden eine mäßige und nur ein Boden eine sehr geringe Nitrataustragsgefährdung aufweisen (Fig. 10).

Der Flächenanteil der gering nitrataustragsgefährdeten Böden beträgt 94,3 %, die der mäßig gefährdeten 5,6 % und die sehr gering gefährdeten nehmen nur 0,1 % der Fläche ein. Betrachtet man die Punkteergebnisse, so weisen 50 % der Bodenflächen acht bis neun Punkte auf. Bei den Böden mit der geringsten Gefährdungsstufe handelt es sich vor allem um Pseudogleye und Stagnogleye, die aus Terrassendecklehmen im Kartierungsbereich Fürstenfeld entstanden sind, um Kulturrohböden aus schluffreichem Tertiärmaterial und um Typische Pseudogleye aus feinem Schwemmmaterial im Talboden. Auf der anderen Seite weisen Felsbraunerden auf silikatischem Hangschuttmaterial, Ranker auf aufgemürbtem Silikatgestein bzw. teils grobem Deckenmaterial und Lockersediment-Braunerden aus gröberem Ausgangsmaterial die höchste Nitrataustragsgefährdung im Unteren Feistritztal auf. Auch einige Auböden, Gleye und Typische Gleye haben bei höheren Sand- und Grobanteilen eine mäßige Nitrataustragsgefährdung.

Die meisten Braunen und Grauen Auböden weisen mit acht bis neun Punkten eine geringe Gefährdung auf, Gleye liegen meist zwischen 10 und 11 Punkten. Lockersedimentbraunerden weisen mit einer Punktezahl von 8,5–11 je nach Ausgangsmaterial eine im Vergleich zu den anderen Böden relativ breite Streuung auf. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die geringste Nitrataustragsgefährdung auf den mit Decklehmen bedeckten pleistozänen Hochterrassen zwischen Großsteinbach und Fürstenfeld gegeben ist. Eine mäßige Gefährdung besteht im Bereich von seichtgründigen Böden im Berg- und Hügelland. Im Talbodenbereich sind vor allem gering gefährdete Böden verbreitet. Ein erhöhtes Nitrataustragsgefährdungspotential besteht nur bei einigen gut durchlässigen Böden im Raum Großwilfersdorf.

5.6. Bedeutung hydrochemischer und mikrobiologischer Prozesse im Grundwasser

Aquiferspezifische Eigenschaften (Grundwasserfließsystem), unterschiedliche Landnutzungsformen, Bewirtschaftungsformen und Bodenverhältnisse führen zu einer hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität von Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser bzw. im Grundwasser. Alleine damit sind jedoch die extrem heterogenen Stoffverteilungen im seichtliegenden Porengrundwasser des Unteren Feistritztales nicht zu erklären.

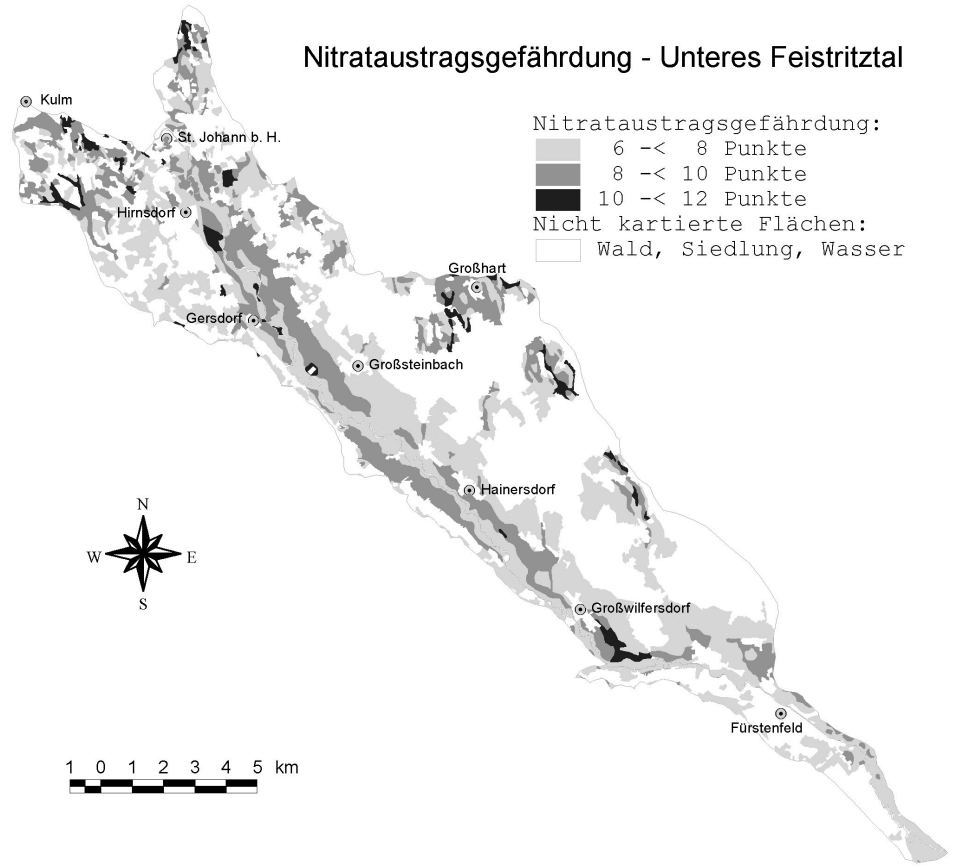

Fig. 10: Nitrataustragsgefährdung der Böden im Unteren Feistritztal abgeleitet nach der Methode von M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock (1993): < 7 Punkte sehr geringe, 11–12 Punkte mäßige Nitrataustragsgefährdung.
Nitrate outwash hazard of soils in the "Unteres Feistritztal" deduced using the method of M. Eisenhut & A. Kapfenberger-Pock (1993): < 7 points very low, 11–12 points moderate hazard of nitrate outwash.

Nach G. Matthess (1990) leisten hydrochemische und damit verbundene mikrobiologische Prozesse im Grundwasser selbst unter gewissen Rahmenbedingungen einen wichtigen Beitrag zu heterogenen Stoffverteilungen, denn die Grundwasserbeschaffenheit wird von physikalisch-chemisch und mikrobiologisch bedingten Umsetzungen direkt und indirekt beeinflusst. So wie im Boden sind an den Umsetzungen des Stickstoffs im Grundwasser zahlreiche Bakterienarten beteiligt, darunter als Spezialisten die nitrifizierenden und denitrifizierenden Bakterien.

Im Oberboden wird Nitrat in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften, Gehalt an freiem Sauerstoff und organischer Substanz, pH-Wert und Temperatur reduziert. Unter vergleichbaren Bedingungen findet eine Nitratreduktion auch im Grundwasser statt. Zwar ist eine rein anorganische Reduktion von Nitrat zu Nitrit bei gleichzeitiger Oxidation von Fe^{2+} zu Fe^{3+} möglich, doch kommt den mikrobiell gesteuerten Reaktionen größere Bedeutung zu (W. Leuchs, 1985).

Im Grundwasser entscheidet im Wesentlichen das Vorhandensein oder Fehlen von freiem Sauerstoff darüber, ob oxidierende oder reduzierende Bedingungen herrschen. Zum einen bringen Sickerwässer gelösten Sauerstoff mit, zum anderen kann sich an der Grundwasseroberfläche Sauerstoff aus der Grundluft lösen. In Anwesenheit sauerstoffzehrender Stoffe, vor allem organischer Substanzen, aber auch Fe^{2+}, Mn^{2+}, S^{2-}, NO_2^-, NH_4^+, H_2, OH^- und $Fe(OH)_2$ wird der Sauerstoffgehalt des Grundwassers vermindert und bei Behinderung der Sauerstoffzufuhr, etwa durch ungenügende Zirkulation, schließlich völlig verbraucht (G. Matthess, 1990).

Ganglinienanalysen von Sauerstoff-, Nitrat- und Eisenkonzentrationen sowie Einzelmessungen im Unteren Feistritztal zeigen deutlich, dass diese Prozesse die Nitratkonzentration im Grundwasser im hohem Maße steuern (A. Dalla-Via, 2002).

Bezüglich des Verhältnisses von Sauerstoff- und Nitratkonzentration lassen sich zwei Gruppen von Messstellen unterscheiden. Der Sauerstoffgehalt der ersten Gruppe schwankt zwischen ca. 0 und 4 mg/l, wobei die O_2-Peaks stets nach beträchtlicheren Grundwasserneubildungsraten auftreten. Erfolgt keine weitere Nachlieferung von Sauerstoff aus sauerstoffreichem Sickerwasser, kann nicht genügend Sauerstoff durch die ungesättigte Zone nachgeliefert werden und der Sauerstoff im Grundwasser wird beinahe gänzlich verbraucht. An diesen Messstellen wurden stets sehr niedrige Nitratkonzentrationen registriert.

Die zweite Gruppe von Messstellen weist einen generell höheren Sauerstoffgehalt, von meist 3–8 mg/l, auf. Auch hier sind deutliche Anstiege der Sauerstoffgehalte nach größeren Grundwasserneubildungsraten festzustellen, der Sauerstoff wird jedoch in längeren Trockenphasen nicht vollständig verbraucht, wodurch die Nitratkonzentrationen an diesen Messstellen meist deutlich höher (zwischen 10 und 60 mg/l) liegen.

Außerdem weisen Gegenüberstellungen der zeitlichen Entwicklung von Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen an WGEV-Messstellen (1997–2001) auf die große Bedeutung hydrochemischer Prozesse hin (Fig. 11).

Eisen und Mangan gehören neben organischen Substanzen zu den sauerstoffzehrenden Stoffen, durch welche der Sauerstoffgehalt des Grundwassers vermindert und bei Behinderung der Sauerstoffzufuhr, etwa durch ungenügende Zirkulation, schließlich völlig verbraucht werden kann. Auf Grund der im Talboden häufig vorherrschenden reduzierenden Verhältnisse sind die Eisen- und Mangankonzentrationen dort im Schnitt deutlich höher als auf den Terrassen bzw. im Tertiär (Tab. 7). Im Talboden wurden auch die durchschnittlich niedrigsten Nitratkonzentrationen festgestellt, was wiederum einen Hinweis auf die Bedeutung hydrochemischer Prozesse für die heterogene Nitratverteilung im Unteren Feistritztal darstellt.

Eine wichtige Ursache, warum diese Prozesse je nach Standort unterschiedlich ablaufen, ist das Gasaustauschvermögen der ungesättigten Zone. Der Gasaustausch zwischen Grundluft und Atmosphäre hängt sowohl von klimatischen Parametern (Temperaturschwankungen, Luftdruckänderungen, Druck und Saugeffekte des Windes) als auch von Landnutzung und bodenphysikalischen Parametern ab (G. Matthess, 1990). Da sich klimatische Parameter auf wenige 100 m im ebenen Talboden kaum ändern, dürfte die Ursache im Unteren Feistritztal in der Landnutzung und in den Eigenschaften des Bodens liegen. Analysen der räumlichen Verteilung von Luftkapazität und Gesamtporenvolumen (Indikatoren für das Gasaustauschvermögen) im Unteren Feistritztal zeigen, dass diese Parameter kleinräumig stark differieren (A. Dalla-Via, 2002).

Nach P. Schachtschabel (1998) hängt die Variabilität des Sauerstoffgehaltes im Boden in hohem Maße von der Bodenart ab, die wiederum Luftkapazität und Gesamtporenvolumen beeinflusst. Auf Grund der Fließbewegung des Grundwassers, dem Ein-

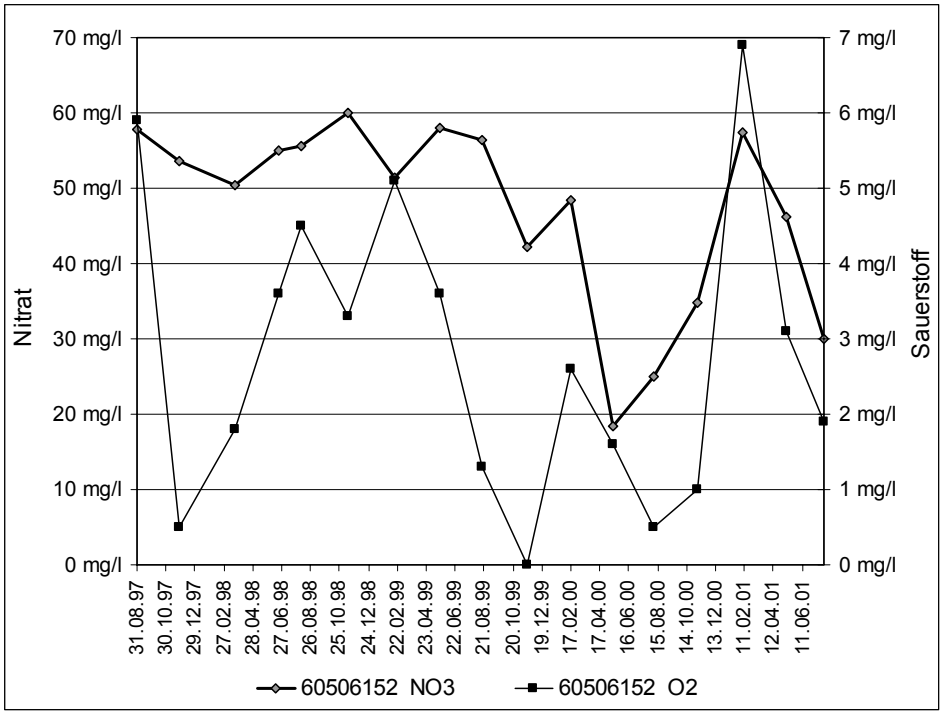

Fig. 11: Nitrat- und Sauerstoffgehalt an der WGEV-Messstelle „60506152" ca. einen Kilometer östlich von Großwilfersdorf 1997–2001 (Datenquelle: Steiermärkische Landesregierung, Fachabteilung 17c – Gewässeraufsicht).
Nitrate and oxygen concentrations at the WGEV-measuring point "60506152" about one kilometre east of Großwilfersdorf for the period 1997–2001 (source: Steiermärkische Landesregierung, Fachabteilung 17c – Gewässeraufsicht).

fluss sauerstoffzehrender Substanzen und der Infiltration von Uferfiltrat ist jedoch keine signifikante Deckungsgleichheit zwischen Böden mit geringer Luftkapazität und sauerstoffarmen Grundwasser und vice versa festzustellen.

Von zahlreichen Autoren werden hohe Sickerwassermengen an erster Stelle bezüglich der Auswaschungsgefahr von Nährstoffen ins Grundwasser gestellt (siehe J. JUNG, 1972, W. CZERATZKI, 1973, A. AMBERGER & P. SCHWEIGER, 1974, A. BRAMM, 1978, F. TIMMERMANN, 1981, P. SCHUDEL, 1982, B. SCHEFFER et al., 1984, P. OBERMANN, 1985 und F.-X. MAIDL, 1989).

Ein Vergleich von Ganglinien der Sauerstoff- und Nitratkonzentrationen an WGEV-Messstellen mit Grundwasserneubildungsraten, berechnet auf Tagesbasis, zeigt deutliche

Tab. 7: Mittlere Eisen- und Mangankonzentrationen gemessen an 173 Hausbrunnen im Unteren Feistritztal (Untersuchung 1997), zusammengefasst nach geomorphologischen Einheiten.
Mean iron and manganese concentrations measured at 173 private wells in the "Unteres Feistritztal" (investigation 1997), summarized according to geomorphological units.

	Tertiär	Hochterrasse	Niederterrasse	Schleppenhang	Talboden
Eisen [mg/l]	0,20	0,10	0,33	0,82	0,97
Mangan [mg/l]	0,15	0,08	0,13	0,31	0,22

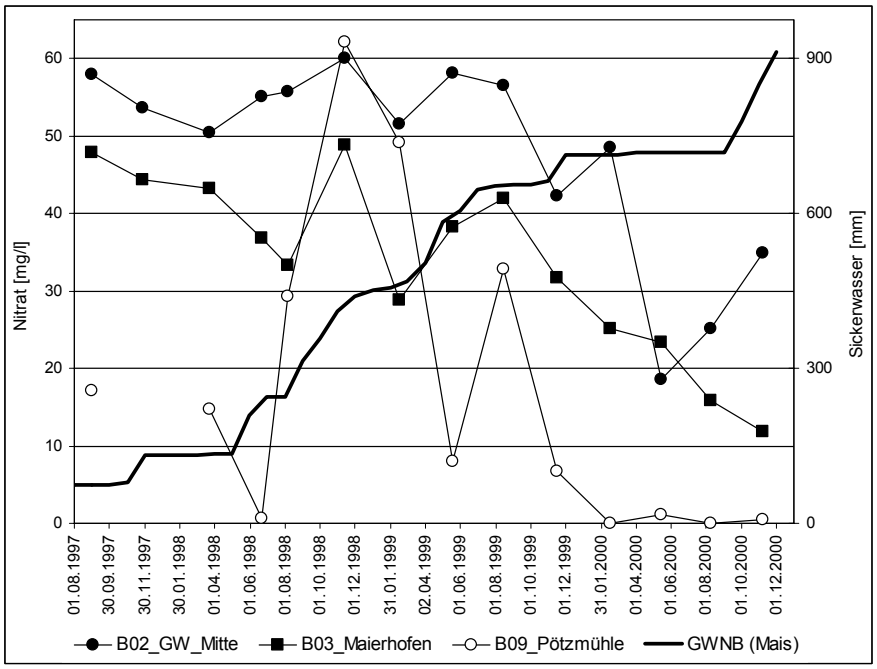

Fig. 12: Nitratkonzentrationen und Grundwasserneubildung (Summenkurve Sickerwassertagessummen) an ausgewählten WGEV-Messstellen im Unteren Feistritztal vom 31. 8. 1997 bis 7. 11. 2000 (Datenquelle: Steiermärkische Landesregierung, Fachabteilung 17c – Gewässeraufsicht).
Nitrate concentration and groundwater recharge (cumulative curve of daily sums) at WGEV-measuring points in the "Unteres Feistritztal" (31. 8. 1997–7. 11. 2000). (Source: Steiermärkische Landesregierung, Fachabteilung 17c – Gewässeraufsicht).

Reaktionen auf die zeitliche Variabilität von Stoffkonzentrationen im Grundwasser (Fig. 12).

Im Rahmen von Grundwasserqualitätsuntersuchungen im Unteren Feistritztal wurde festgestellt, dass die durchschnittlich geringsten Nitratkonzentrationen im Talboden im Nahbereich der Feistritz auftreten (Fig. 8). Während im feistritzfernen Talboden und auf den Nieder- und Hochterrassen die mittleren Nitratkonzentrationen zwischen 30 und 40 mg/l liegen, betrug die mittlere Nitratkonzentration im Einflussbereich der Feistritz 14,4 mg/l. Die Stickstoffkonzentrationen der Feistritz selbst sind sehr gering. Es kann angenommen werden, dass durch die stellenweise Infiltration von stickstoffarmem Wasser aus der Feistritz ins gewässerbegleitende Grundwasser die Nitratkonzentrationen in Bereichen mit Uferfiltrateinfluss reduziert werden.

6. Ergebnisse

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die heterogene Nitratverteilung auf mehreren Ursachen beruht. Die wichtigsten Faktoren sind die heterogenen Bodenverhältnisse (Grundwasserneubildung – Nitrataustragsgefährdung), die Beeinflussung durch Fließgewässer (Verdünnungseffekte), unterschiedliche Bewirtschaftungsweisen (Stickstoffverbrauch durch die Pflanze), hydrochemische Prozesse (Reduktion – Oxidation) und

z.T. festgestellte Aquiferinhomogenitäten. Punktuelle Stickstoffeinträge können zwar lokal zu hohen Nitratkonzentrationen im Grundwasser führen, spielen jedoch für die heterogene Nitratverteilung im Unteren Feistritztal eine untergeordnete Rolle.

7. Diskussion

In Rahmen dieser Untersuchung wurde festgestellt, dass eine Gruppe von Faktoren für die heterogene Nitratverteilung im Grundwasser des Unteren Feistritztales verantwortlich ist. Bei der Lösung dieser Frage orientierte sich die Methodenauswahl an der Größe des Untersuchungsgebietes (ca. 173 km^2).

Der Einsatz mathematischer Modelle, die zur Lösung von Fragen der Wasserbewegung und des Stofftransports in der ungesättigten und gesättigten Zone heute weit verbreitet sind, wurde zu Beginn der Arbeit überlegt. Die Anwendung solcher Modelle setzt je nach Fragestellung einen mehr oder weniger großen Parameterumfang voraus. Die vorhandene Datengrundlage im Unteren Feistritztal, das Grundwasserfließsystem betreffend, wäre durchwegs ausreichend für ein Grundwasserströmungsmodell. Für die Kalibration eines Transportmodells, in der gesättigte und ungesättigte Zone miteinander gekoppelt sein müssten, ist die Datenlage zur instationären Nachvollziehung der festgestellten kleinsträumigen Nitratkonzentrationsunterschiede im Grundwasser jedoch nicht ausreichend. Die festgestellten kleinräumigen Aquiferinhomogenitäten, die räumlichen Heterogenitäten relevanter Bodenparameter (vgl. Kap. 3.3.) bei gleicher Bodenform und der schwer abgrenzbare Einflussbereich von Uferfiltrat, auf Grund der zu geringen Messstellendichte, würden zu große Unsicherheiten des Modells zur Folge haben.

Es ist jedoch möglich unter Zugrundelegung der erarbeiteten hydrogeologischen und hydrologischen Rahmenbedingungen und auf Basis der aus der Österreichischen Bodenkarte 1 : 25 000 abgeleiteten, pedologischen Parameter für ausgewählte typische Bodenformen mit Hilfe von Modellen die Stickstoffdynamik von landwirtschaftlich genutzten Böden zu simulieren.

Modellberechnungen über Grundwasserneubildung und Nitrataustrag auf typischen Bodenformen der Süd- und Südoststeiermark unter Berücksichtigung von Bodenform, Düngemenge und Düngezeitpunkt unter Zuhilfenahme des Modells „STOTRASIM“ wurden am ehemaligen Institut für Hydrogeologie und Geothermie der JOANNEUM RESEARCH in Zusammenarbeit mit dem Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt des Bundesamtes für Wasserwirtschaft in Petzenkirchen durchgeführt (J. Fank, 1998).

Für die Modellrechnungen wurden sechs typische Böden der Süd- und Südoststeiermark ausgewählt. Dabei handelt es sich um silikatische Lockersediment-Braunerdeböden aus sandig-lehmigem bzw. sandig-schluffigem Ausgangsmaterial mit deutlich unterschiedlichen Gründigkeiten, wie sie auch im Unteren Feistritztal vorkommen (ähnliche Korngrößenverteilung). Auswertungen unter Zuhilfenahme des „Bodeninformationssystems Unteres Feistritztal“ zeigen, dass diese Böden, wie im Unteren Feistritztal, je nach Bodenart und Gründigkeit nutzbare Feldkapazitäten (nFk) zwischen 65 und 230 mm aufweisen.

Modellrechnungen belegen eine extreme Standortabhängigkeit der Stickstoffumsetzung im Boden. Auf den seichtgründigsten Standorten schützen auch geringe Düngeraufwandsmengen unterschiedlicher Aufbringung nicht vor einem zu hohen Austrag in das Grundwasser. Auf mittel- und tiefgründigen Standorten sind landwirtschaftliche

Maßnahmen betreffend Bewirtschaftung (Güllemenge und Güllegabe) erfolgversprechend in Richtung einer Verminderung des Nitrataustrages in das Grundwasser.

Zusammenfassung

Bisherige Erfahrungen und Methoden zur Erfassung von Wasserbewegung und Stofftransport in der ungesättigten und gesättigten Zone in Porengrundwasserfeldern mit fluvioglazialen Einzugsgebieten in der Steiermark gaben in ihrer Übertragung auf seichtliegende Porengrundwasserfelder mit periglazialem Einzugsgebiet, wie dem Unteren Feistritztal (Oststeiermark) keine befriedigende Erklärung für die festgestellte extrem heterogene Nitratverteilung.

Basierend auf den theoretischen Grundlagen der Wasserbewegung und des Stofftransportes in der ungesättigten und gesättigten Zone wird mittels einer zusammenschauenden Analyse physiogeographischer Grundlagen (Topographie, Landnutzung, Geologie, Geomorphologie, Boden, Klima und oberirdischer Abfluss), des Grundwasserfließsystems (Grundwasserstauer, Wasserspeichervermögen, Durchlässigkeiten, Grundwassermächtigkeiten, Grundwasserüberdeckung, Grundwasserströmungsverhältnisse, Interaktion mit Fließgewässern und Grundwasserdynamik) und der Interpretation von Grundwasserqualitätsdaten, Bewirtschaftungsformen und dem Brunnenumfeld eine Bewertung dieser Faktoren in Bezug auf ihren Einfluss auf die heterogene Nitratverteilung im Unteren Feistritztal durchgeführt.

Mit Hilfe eines im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Bodeninformationssystems wird die hohe räumliche Variabilität der flächenhaften Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag nachgewiesen. Relativ langsame Fliessgeschwindigkeiten und ausgeprägte Aquiferinhomogenitäten führen zur langsameren Durchmischung. Grundwasserganglinien, Abflussmengen sowie Grundwasser- und Oberflächenwasserqualitätsdaten zeigen deutlich den Beitrag von Uferfiltrat zur heterogenen Nitratverteilung im Talboden.

Weiters wird festgestellt, dass punktuellen Stickstoffeinträgen als Mitverursacher der extrem heterogenen Nitratverteilung eine untergeordnete Rolle zukommt. Eine wesentliche Rolle spielen hingegen diffuse flächenhafte Stickstoffeinträge, welche auf Grund zahlreicher Faktoren in Raum und Zeit variieren. Bei gleicher Landnutzung ändert sich die Nitratauswaschung in hohem Maße in Abhängigkeit von Vegetation, Bodenverhältnissen, Bewirtschaftungsweise und zeitlichem Verlauf des Niederschlages.

Analysen der zeitlichen Variabilität ausgewählter Grundwasserqualitätsparameter zeigen, dass hydrochemische Prozesse und damit verbundene mikrobiologische Prozesse im Grundwasser selbst einen wichtigen Beitrag zur heterogenen Nitratverteilung leisten. Eine wichtige Ursache, warum diese Prozesse je nach Standort unterschiedlich ablaufen, scheint das Gasaustauschvermögen der ungesättigten Zone zu sein.

Literatur

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.– 4. Aufl., Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland, 392 S., Hannover.

Amberger, A. & P. Schweiger (1974): Sickerwassermenge und Stickstoffauswaschung in Lysimeterversuchen.– Z. f. Wasser- und Abwasserforschung, **7**, 18–24.

Arbeitskreis Grundwasserneubildung der Fachsektion Hydrogeologie der Deutschen Geologischen Gesellschaft (1977): Methoden zur Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate.– Geologisches Jahrbuch, Reihe C, **19**, 98 S., Hannover (Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung).

Benischke, R., A. Dalla-Via, H. Dobesch, W. Erhart-Schippek, E. Fabiani, J. Fank, K. Fuchs, T. Harum, Ch. Kaiser, H.-P. Leditzky, E. Pöltl, S. Reinsdorff, P. Saccon, B. Saurer, Ch. Schmid, B. Yehdegho & H. Zojer (2002): Wasserversorgungsplan Steiermark. Ein Leitfaden für die öffentliche Wasserversorgung – Kurzfassung.– Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19A, Wasserwirtschaftliche Planung und Hydrographie, 231 S., Graz.

Bramm, A. (1978): Wechselwirkungen zwischen neuzeitlichen Anbausystemen der landwirtschaftlichen Produktion und der Belastung von Sickerwasser durch anorganische und organische Substanzen.– Landbauforschung Völkenrode, **28**, 79–94.

Bundesamt für Eich– und Vermessungswesen, (2002): Österreichische Karte 1 : 200 000 – Austrian Map 3D Version 2.0.– Wien.

Bundesanstalt für Bodenwirtschaft (1977a): Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25 000. Kartierungsbereich Gleisdorf (KB 35) – Steiermark.– Bundesministerium für Land– und Forstwirtschaft, Wien.

Bundesanstalt für Bodenwirtschaft (1977b): Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25 000. Kartierungsbereich Hartberg (KB 43) – Steiermark.– Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Bundesanstalt für Bodenwirtschaft (1987): Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25 000. Kartierungsbereich Pöllau (KB 123) – Steiermark.– Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Bundesanstalt für Bodenwirtschaft, (1990): Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25 000. Kartierungsbereich Fürstenfeld (KB 134) – Steiermark.– Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Calegari, A. (1991): Effects of a winter cover crop on corn yield in Parana, Brazil.– In: W. L. Hargrove (Ed., 1991): Cover crops for clean water.– SWCS, 97–98, Ankey, Iowa.

Cooper, H. H. & C. E. Jacob (1946): A generalized graphical method for evaluating formation constants and summarizing well-field history.– Trans. Am. Geoph. Union , **27**, 526–534, Richmond.

Czeratzki, W. (1973): Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion.– Landbauforschung Völkenrode, **23**, 1–18.

Dalla-Via, A. (1995): Brunnenerhebung im Unteren Feistritztal. Erhebungen im Auftrag des Amtes der Stmk. Landesregierung – FA 3a.– Unveröff. Bericht, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, FA 3a – Referat II Wasserwirtschaftliche Planung, Graz.

Dalla-Via, A. (1998): Das quartäre Grundwassersystem des Unteren Feistritztales unter besonderer Berücksichtigung der qualitativen Verhältnisse.– Diplomarbeit, Institut für Geographie, Karl-Franzens-Universität Graz, 213 S., Graz.

Dalla-Via, A. (2002): Bewertung der heterogenen Nitratverteilung im quartären Aquifer des Unteren Feistritztales.- Dissertation an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Karl-Franzens-Universität Graz, 353 S. Graz.

Dalla-Via, A., K. Hellemann, L. Podesser–Korneti & H. Stadlbauer (1998): Grundwasseruntersuchungen im Unteren Feistritztal 1997.– Bericht, Amt der Steiermärkischen Landregierung, Fachabteilung 1a – Gewässeraufsicht, Graz.

Dersch, G. & J. Hösch (2001): Wirkung unterschiedlicher Begrünungen (mit Leguminosen, abfrostend, winterhart) in Kombination mit Gülle auf den N-Austrag und die Düngewirkung im N.Ö. Alpenvorland.– Bericht der BAL über die 9. Lysimetertagung „Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung" vom 24.–25. April 2001, 149–152, Gumpenstein.

DVWK (1985) Bodennutzung und Nitrataustrag. Literaturauswertung über die Situation bis 1984 in der Bundesrepublik Deutschland.– DVWK-Schriften, **73**, Hamburg (Paul Parey).

DVWK (1990): Stoffeintrag und Stoffaustrag in bewaldeten Einzugsgebieten.– DVWK-Schriften, **41**, Hamburg (Paul Parey).

Eder, G. (2001): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumauswaschung bei Wirtschaftsdüngeranwendung im Grün- und Ackerland.– Bericht der BAL über die 9. Lysimetertagung „Gebietsbilanzen bei

unterschiedlicher Landnutzung“ vom 24.–25. April 2001, 61–66, Gumpenstein.
Eisenhut, M. & A. Kapfenberger-Pock (1993): Auswertung der Österreichischen Bodenkarte 1 : 25 000 für die Ermittlung der Nitrataustragsgefährdung von Böden.– Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., **46**, 19–49, Wien.
Fank, J. (1998): Grundwasserneubildung und Nitrataustrag auf typischen Bodenformen der Süd- und Südoststeiermark mittels des Modells „STOTRASIM“.– Unveröff. Bericht, Institut für Hydrogeologie und Geothermie, JOANNEUM RESEARCH, 29 S., Graz.
Fank, J. (1999): Die Bedeutung der ungesättigten Zone für Grundwasserneubildung und Nitratbefrachtung des Grundwassers in quartären Lockersediment-Aquiferen am Beispiel des Leibnitzer Feldes (Steiermark, Österreich).– Beiträge zur Hydrogeologie, **49/50**, 101–388, Graz.
Fank, J. & K. Fuchs (1996): Ein Verfahren zur Optimierung bestehender Grundwasserstandsmessstellennetze erarbeitet am Beispiel des Leibnitzer Feldes (Steiermark, Österreich).– Beiträge zur Hydrogeologie, **47**, 7–54, Graz.
Feichtinger, F. (1997): Bericht über die Parametrisierung der stickstoffbezogenen Inputdaten und Stofftransportkennwerte für die Simulation mit STOTRASIM für 24 Bodenformen einer bodenkundlichen Detailkartierung aus dem Leibnitzer Feld.– Unveröff. Bericht, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen im Auftrag von JOANNEUM RESEARCH, Graz.
Feichtinger, F. (1998): STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes.– In: Bundesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg., 1998): Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone.– Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, **7**, 14–41, Petzenkirchen.
Fink, J. (1959): Leitlinien der quartärgeologischen und pedologischen Entwicklung des südöstlichen Alpenrandes.– Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., (**1959**), 2–14, Wien.
Flügel, H.–W. & F. Neubauer (1984): Geologische Karte der Steiermark 1 : 200 000.– Geologische Bundesanstalt, Wien.
Geldner, P. (1981): Deterministische und stochastische Methoden zur Bestimmung der Selbstdichtung von Gewässern.– Publikationen des Lehrstuhls für Wasserbau und Wasserwirtschaft, **49**, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
Gutknecht, D., A. P. Blaschke, D. Sengschmitt, K.-H.Steiner (1998): Kolmationsvorgänge in Flussstauhaltungen – Konzeptionen und Beobachtungen.– Österreichische Ingenieur- und Architekten-Zeitschrift (ÖIAZ), Jg. **143**., H.**1**, 21–32.
Haude, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise.– Mitt. d. DWD, Nr. **11**, Bad Kissingen.
Hepting, L. (1984): Stickstoff gezielt düngen – auch zu Silomais.– Mais, **2**, 16–20.
Jung, J. (1972): Faktoren der Stickstoffauswaschung aus dem Oberboden und Beziehungen zum Gewässerschutz.– Landw. Forsch., **25**, 336–354.
Klaghofer, E. (1986): Möglichkeiten zur Minimierung des Nitrateintrages in das Grundwasser.– Förderungsdienst, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 235–240, Wien.
Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft Steiermark (Hrsg., 2000): Der Stickstoff-Steigerungsversuch zu Körnermais in Zettling.– Land- und Forstwirtschaftlicher Versuchsbericht **2000**, 14–23, Graz.
Leuchs, W. (1985): Mikrobiell beeinflusste Stoffverschiebungen zwischen Grundwasser und Grundwasserleiter in einem pleistozänen Aquifer.– Z. dtsch. geol. Ges., **136**, 553–561, Hannover.
Lütke–Entrup, N., R. Wolf & I. Kratzer (1993): Umweltkritische Bereiche des Maisanbaues.– Hamburg (Verlag Dr. Kovac).
Maidl, F.-X. (1989): Einfluss landwirtschaftlicher Anbausysteme auf Größe und Verminderung des Nitrateintrages in tiefere Bodenschichten.– Kali-Briefe, **19**, 649–662.
Martinez, J. & G. Guiraud (1990): A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop.– J. Soil Sci., **41**, 5–16.
Matthess, G. (1990): Die Beschaffenheit des Grundwassers.– Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. **2**, 498 S., Berlin/Stuttgart.
Müller, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz, Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS).– 6. Aufl., 321 S., Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.

Obermann, P. (1985): Die Belastung des Grundwassers aus landwirtschaftlicher Nutzung nach heutigem Kenntnisstand.– In: Nieder, H. (Hrsg., 1985): Nitrat im Grundwasser. Herkunft, Wirkungen, Vermeidung.– 53–64, Weinheim (VCH Verlag).
Patscheider, R. (1994): Selbstdichtung von Gewässern, Ursachen und Einflussfaktoren.– Diplomarbeit, 114 S., Technische Universität Wien.
Penman, H. L. (1954): Evaporation over parts of Europe.– Int. Assoc. sci. Hydrol. Publ., **36**, 168–176, Louvain.
Renger, M. & G. Wessolek (1990): Auswirkung der Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung.– Mitt. Inst. f. Wasserwesen, Univ. d. Bundeswehr München, **386**, 295–307, München.
Riedl, H. (1961): Ergebnisse einer Taluntersuchung in der Oststeiermark.– Mitt. Naturwiss. Ver. Stmk., **91**, 97–104, Graz.
Rieß, F. (1993): Untersuchung zur Nitratauswaschung nach mineralischer und organischer Düngung von Ackerland und Grünland mittels der Saugkerzen-Methode.– Dissertation, TU München.
Rohmann, U. & H. Sontheimer (1985): Nitrat im Grundwasser – Ursache, Bedeutung, Lösungswege.– Bericht, 468 S., DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte Institut der Universität Karlsruhe.
Schachtschabel, P., H.-P. Blume, G. Brümmer, K. H. Hartge & U. Schwertmann (1998): Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde.– 14. neu bearb. u. erw. Aufl., 494 S., Stuttgart (Enke Verlag).
Schälchli, U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen.– Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, **124**, 273 S., Technische Hochschule Zürich (VAW).
Scheffer, B., W. Walther, R. Kretschmar, W. D. Schmidt & H. Neuhaus (1984): Zum Einfluss der Bodennutzung auf den Nitrataustrag.– Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, **25**, 227–235.
Schudel, P. (1982): Feldmethoden zur Messung der Nitratauswaschung eines Bodens in ebener Lage.– Dissertation, Universität Bern.
Sticksel, E. (1994): Experimentelle Untersuchungen und Modellrechnungen zum boden- und nutzungsbedingten Nitrataustrag in einem Trinkwasserschutzgebiet.– Dissertation an der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der Technischen Universität München.
Strebel, O., W. H. M Duynisveld & J. Böttcher (1986): Boden- und Stoffverluste aus dem Wurzelraum ins Grundwasser.– Kali-Briefe, **18**, 93–105.
Timmermann, F. (1981): Stickstoffauswaschung – Einflussfaktoren und Verhütungsmaßnahmen.– Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft **197**, 135–146.
Tollenaar, M., M. Mihajlovic & T. J. Vyn (1993): Corn growth following cover crops: Influence of cereal cultivar, cereal removal and nitrogen rate.– Agron. J. **85**, 251–255.
TUSCH (1990): Stickstoffbilanz für Österreich. Interdisziplinäres Projekt.– Unveröff. Bericht, Technischer Umweltschutz, Wien.
Walther, U. & F. Jägli (1989): Pflanzen- und umweltgerechte Stickstoffdüngung des Maises.– Mais **2,** 18–21.
Walther, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer.– Teubner-Reihe Umwelt, Stuttgart/Leipzig.
Wantulla, A. (1987): Möglichkeiten zur Verringerung des Nitrataustrages bei Gülleanwendung in einer Silomais-Monokultur durch Anbau von Zwischenfrüchten und den Einsatz von Dicyandiamid („DIDIN").– Dissertation, 122 S., Landwirtschaftliche Fakultät, Universität Bonn.
Wohlrab, B. (1983): Zur Grundwasserneubildung – Menge und Qualität.– Arbeiten der DLG **177** „Nitrat – ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung ?", 54–68.

Summary

Up to now experiences and methods of research of waterflow and solute migration in the unsaturated and saturated zone in porous groundwater fields with fluvioglacial catchment areas in Styria gave

in their transmission to the shallow porous groundwater field with a periglacial catchment area, like the lower part of the Feistritz valley no satisfactory explanation for the heterogeneous spatial distribution of the concentration of nitrate.

The cause for the extreme heterogeneous spatial distribution of nitrate has been examined on the basis of theoretical fundamentals of waterflow and solute migration in the unsaturated and saturated zone, integrated analysis of physiogeographic information (topography, landuse, geology, climate, runoff, geomorphology and soil), the study of the groundwater flow system (aquiclude, coefficient of permeability and storage, groundwater flow directions, interaction with rivers and groundwater dynamics), the interpretation of groundwater quality data, the regional agricultural practices and the investigation of the surrounding of wells.

With the aid of a soil information system, which was developed in the context of the author's doctoral thesis, the relatively high spatial variability of groundwater recharge from precipitation has been shown. The relatively slow velocity of groundwater flow and the commonly inhomogeneous aquifer composition lead to a lower dispersion.

Analysis of groundwater levels, runoff and groundwater quality data point out the significance of bank infiltration for the heterogeneous spatial distribution of nitrate in valley floor area.

Point nitrogen inputs are not so significant for the inhomogeneous distribution of nitrate. More important is the role of diffuse nitrogen inputs, which vary in space and time because of many factors. On the same landuse form the outwash of nitrate varies very much depending on the vegetation, the soil, the way of farming and temporal variation of precipitation.

Analysis of groundwater quality parameters show that hydro-chemical and microbiological processes in the groundwater play a prominent role for the extreme heterogeneous concentration of nitrate in the groundwater. An important reason, why these processes vary from location to location is the capability of gas replacement in the unsaturated zone.

Schlüsselwörter: Feistritztal, Porengrundwasser, Grundwasserneubildung, Bodeninformationssystem, Nitratverteilung

Keywords: Feistritz valley, porous groundwater, groundwater recharge, soil information system, distribution of nitrate concentration