

6 Regionale Belastungssituation

Trinkwassergewinnung und landwirtschaftliche Produktion sind im Untersuchungsraum wesentliche Wirtschaftsfaktoren. In beiden Wirtschaftszweigen ist die Qualität der produzierten Ressourcen maßgeblich an die Dynamik des Wasser- und Stoffhaushalts in der Bodenzone gebunden. Daraus leitet sich ein hohes Konfliktpotential zwischen den Interessengruppen aus Wasserwirtschaft und Landwirtschaft ab. Einerseits ist eine landwirtschaftliche Produktion mit sicheren und hohen Erträgen ausschließlich mit dem zusätzlichen Eintrag von Betriebsmitteln (Dünger und PSM) in den Boden möglich (LORENZ, 1998). Andererseits ist die Produktion von Trinkwasser entsprechend den Gütekriterien der Trinkwasserverordnung (TVO, AURAND et.al., 1991) nur dann ohne aufwändige und teure Aufbereitungstechnologien umzusetzen, wenn ein Austrag der landwirtschaftlich und anders anthropogen eingetragenen Fremdstoffe aus der Bodenzone in das Grundwasser verhindert wird. Das Pflanzenwachstum der Ackerkulturen (Sommerhalbjahr) und die Grundwasserneubildung (Winterhalbjahr) entfallen i.d.R. auf unterschiedliche Zeiträume. Starke Niederschlagsereignisse in der Vegetationszeit und zum Vegetationsende, nicht durch Pflanzen verwertete Betriebsmittel bzw. lösliche Nährstoffe führen zu einer anteiligen Auswaschung und letztlich zur Kontamination des Grundwassers. Auf Grund der hydrogeologischen Verhältnisse ist für die in Ortsrandlagen und somit häufig an der Grenze zu Ackerflächen befindlichen Brunnen eine Kontamination aus intensiver landwirtschaftlicher Nutzung zwangsläufig.

Für die Beurteilung der Belastungssituation und für die Schützbarkeit der Brunnenwässer ist die Kenntnis der Herkunftsräume und der damit verbundenen hydrologischen Prozesse entscheidend (SLFUG, 1997a; Abschn. 4; Abschn. 5.2). Aus den gemessenen Parametern zur Wasserqualität können wesentliche Aussagen zu der Herkunft der Brunnenwässer abgeleitet werden.

Grundlagen für die Brunnenwasserbewertung sind die Kriterien der TVO vom Mai 1986, aktualisiert am 5.12.1990 sowie die neue EG-Richtlinie „über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch“ (98/83/EG) vom 03.11.1998. Hier wird der gesetzliche Rahmen für die mikrobiologische und chemische Mindestbeschaffenheit des Trink- und damit auch des Brunnenwassers neu gefasst. Darüber hinaus werden Indikatorparameter zur Überwachung der Beschaffenheit, Mindesthäufigkeit von Kontrollen und Genauigkeitsanforderungen festgelegt.

6.1 Belastungsquellen

Aus der Analyse der vorliegenden Daten sind für die Mehrzahl der Brunnen lokale punkt- oder linienförmige Kontaminationsursachen von diffusen flächigen Belastungsquellen zu unterscheiden.

Lokal auftretende Schadstoffeinträge beschränken sich auf das unmittelbare Umfeld der überwiegend anzutreffenden Ringbrunnen. Diese Einträge erfolgen sowohl indirekt über das

geförderte Grund- und Drainagewasser als auch auf direktem Weg. Direkte Kontaminationen sind vom Brunnenausbau abhängig. Vereinzelt auftretende unzureichende Abdichtungen, z.B. durch fehlende Lehmschürzen, führen gegenüber den i.d.R. gut ausgebauten Brunnen zu erhöhten Gefahrenpotentialen durch direkte Schadstoffeinträge.

Erheblich höher sind die Kontaminationsrisiken durch mangelnde Abwasserkanalisationsanlagen einzuschätzen (Abschn. 3.4). Im gesamten Regierungsbezirk Chemnitz waren 1993 weniger als 50 % der Bevölkerung an Kläranlagen angeschlossen (STUFA CHEMNITZ, 1993). Der gegenwärtige Anschlussgrad in den Brunnendörfern ist noch geringer. Folglich stellen im Anstrom eines Brunnens befindliche Fäkaliengruben ebenso potentielle Belastungsquellen dar wie Güllelager, Silos oder auch Dungstätten.

Belastungen aus lokalen Quellen treten weniger häufig auf als diffuse. Sie sind vor allem auf vernachlässigte Werterhaltungsmaßnahmen und bautechnische Mängel der genannten Schadstoffquellen zurückzuführen und haben hauptsächlich hygienische Beeinträchtigungen und Belastungen durch Stickstoffverbindungen zur Folge (Abschn. 6.3.4; 6.3.5). Die betroffenen Brunnen liegen zumeist in innerörtlichen Bereichen.

Für die meisten Brunnen bestehen die primären Kontaminationsursachen in **diffusen Belastungen** ihrer Einzugsgebiete aus intensiver landwirtschaftlicher Produktion mit Düngern, insbesondere durch Gülle und Stallmist (Abschn. 7.3.1). Dabei wurden den Ackerflächen der Gemarkung Forchheim im Untersuchungszeitraum durchschnittlich $150 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ Stickstoff, $45 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ Phosphor, $130 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ Kalium, $30 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ Magnesium und $80 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ Kalzium zugeführt^{6/1}. Allerdings geht der Anbau der verschiedenen Ackerkulturen mit sehr differenzierten Düngegaben einher. Vom langjährigen Mittel abweichende Witterungen und falsche fachliche Praxis bei der Düngung führen vor allem zur Belastung des Grundwassers mit Nitrat (Abschn. 6.3.4).

Darüber hinaus sind teilweise erhebliche atmosphärische Einträge zu verzeichnen. REICHEL (1998) nennt mittlere atmosphärische Stickstoffeinträge im Untersuchungsraum zwischen 15 und $30 \text{ kg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$. Im hydrologischen Jahr 11/95 bis 10/96 wurden in einen Fichtenbestand bei Olbernhau etwa 7 km südlich des Untersuchungsgebiets cirka 76 kg/ha Sulfat, 45 kg/ha Gesamtstickstoff, 30 kg/ha Kalium, 19 kg/ha Kalzium und 4 kg/ha Magnesium eingetragen (RABEN, 1998). Periodische Versauerungsschübe des ohnehin leicht versauerten oberflächennahen Grundwassers sind die Folge (Abschn. 6.4.1). Diffuse Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre können folglich durchaus Größenordnungen der Stickstoffauswaschung unter intensiv genutzten Ackerflächen von etwa $50 \text{ kg N*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ (MICHALSKI, 2000) erreichen.

Die privaten Hausbrunnen besitzen keine gesonderten Schutzzonen. Im Gegensatz zu gesetzlich festgelegten TWSG weisen sie mit Ausnahme einer Pufferzone von 25 Metern, in der Düngung nicht erlaubt ist, keine nennenswerten Nutzungsrestriktionen auf (Abschn. 3.9).

Die Brunneneinzugsgebiete befinden sich häufig in Ortsrandlagen und zu etwa 90 % in der Trinkwasserschutzzone III, etwa $\frac{1}{3}$ entfallen auf Ackerflächen. Der Anteil flächiger Stickstoffüberlastungen aus der Landwirtschaft ist hier besonders groß und auf > 80% zu schätzen.

^{6/1} Quelle: Sächsische Schlagkarte der Agrargenossenschaft Forchheim, Bewirtschaftungsdaten der Jahre 1993 bis 2000 (vgl. Abschn. 2.2, Tab- 2-2)

6.1.1 Grundlagen zum Stoffeintrag über die Bodenzone

Wesentliche Beeinträchtigungen der Brunnenwasserqualität sind auf diffuse Stickstoffeinträge aus intensiver Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition zurückzuführen. Deshalb sollen am Beispiel des Stickstoffhaushalts die Grundlagen zum Stoffeintrag über die Bodenzone erläutert werden.

Intensiv landwirtschaftlich genutzte Böden enthalten höhere Humusgehalte als noch vor 50 Jahren, die u.a. auf organische Düngung und Ackerkrumenervertiefung zurückzuführen sind. Die Stickstoffvorräte sind in den meisten Mineralböden in den letzten Jahrzehnten um 1000 bis 1500 kg N*ha⁻¹ angewachsen (SCHEFFER, 1998). Flächenbilanzen ergeben für die Bundesrepublik heute einen Stickstoffüberschuss von etwa 100 kg*ha⁻¹*a⁻¹ (BACH, 1987; FINCK, 1990; KÖRSCHENS, 1993). Bei einer jährlichen N-Mineralisation von 2 % der organischen Substanz werden 100 bis 200 kg*ha⁻¹*a⁻¹ freigesetzt (SCHEFFER, 1998). Diese Menge ist für viele landwirtschaftliche Anbaukulturen insgesamt völlig ausreichend. Berücksichtigt man jedoch den Stickstoffbedarf der Pflanzen in entscheidenden Phasen der Wachstumsentwicklung, stehen oft zu wenig Nährstoffe zur Verfügung.

Deshalb werden landwirtschaftlichen Nutzflächen häufig Nährstoffe aus Gründen der Ertragsoptimierung in größerem Maß zugeführt, als in der Summe notwendig.

Für die Versorgung der Kulturpflanzen mit Stickstoff stehen unterschiedliche Pools bereit:

- Bodengebundener Stickstoff aus der abbaubaren organischen Bodensubstanz
- Organischer Dünger (Gülle, Stallmist, stickstoffreiche Gründüngung)
- Mineraldünger (Wirtschaftsdünger)
- Legumer Stickstoff, der als organisch gebundener Stickstoff nach mikrobiellem Abbau der Ernte- und Wurzelrückstände der Leguminosen für die Folgefrüchte verfügbar wird
- Mineralisierter Stickstoff aus atmosphärischer Deposition bzw. nicht verbrauchten Restmengen der Vorfrüchte

Aus dem riesigen Stickstoffpool im Boden sind nur geringe Mengen durch die Pflanzen verwertbar. Der Vorrat wird durch die schwer verfügbare Fraktion des organisch gebundenen Stickstoffs aus organischer Düngung und atmosphärischen Einträgen immer wieder aufgefüllt oder sogar vergrößert.

Wirtschaftsdünger und Anteile in organischen Düngern (zumeist in Form von Ammoniumstickstoff) sind dagegen sofort pflanzenverfügbar (LORENZ, 1998).

Die Mineralisationsraten durch Oxidation und Degradation zu Nitrit und schließlich zu Nitrat



sind an Bodenfeuchte und Bodentemperatur gebunden. In Perioden mit ausreichenden Niederschlägen und hohen Temperaturen erfolgt eine Umsetzung großer Mengen organisch gebundenen Stickstoffs durch Mikroorganismen. Dagegen ist bei trockener und kalter Witterung

nur eine geringfügige Mineralisation zu verzeichnen. Stallmiste enthalten höhere Anteile organisch gebundenen Stickstoffs als flüssige organische Dünger wie Gülle. Die N-Nachlieferung aus in Misten organisch gebundenem Stickstoff ist folglich besonders unkontinuierlich und wenig zu planen (LORENZ, 1998). Somit ist diese Düngeform mit einer hohen Stickstoffauswaschungsgefährdung verbunden.

Der über das Jahr verteilten unterschiedlichen Stickstofffreisetzung steht ein ebenso unkontinuierlicher Pflanzenentzug gegenüber. Die Nährstoffaufnahme ist eng an die Wachstums- und Entwicklungsphasen der jeweiligen Kulturpflanzen gebunden. Abb. 6-1 zeigt dies beispielhaft für die Kulturpflanzen Mais, Winterfutterraps und Weidelgrasuntersaat. In Folge sind Phasen hoher Stickstofffreisetzung und großer Nährstoffentzüge durch die Pflanzen selten im Gleichgewicht. Perioden mit Nährstoffüberschüssen wechseln mit Zeiten von Stickstoffmangel. Der Fehlbedarf wird durch Düngung ergänzt.

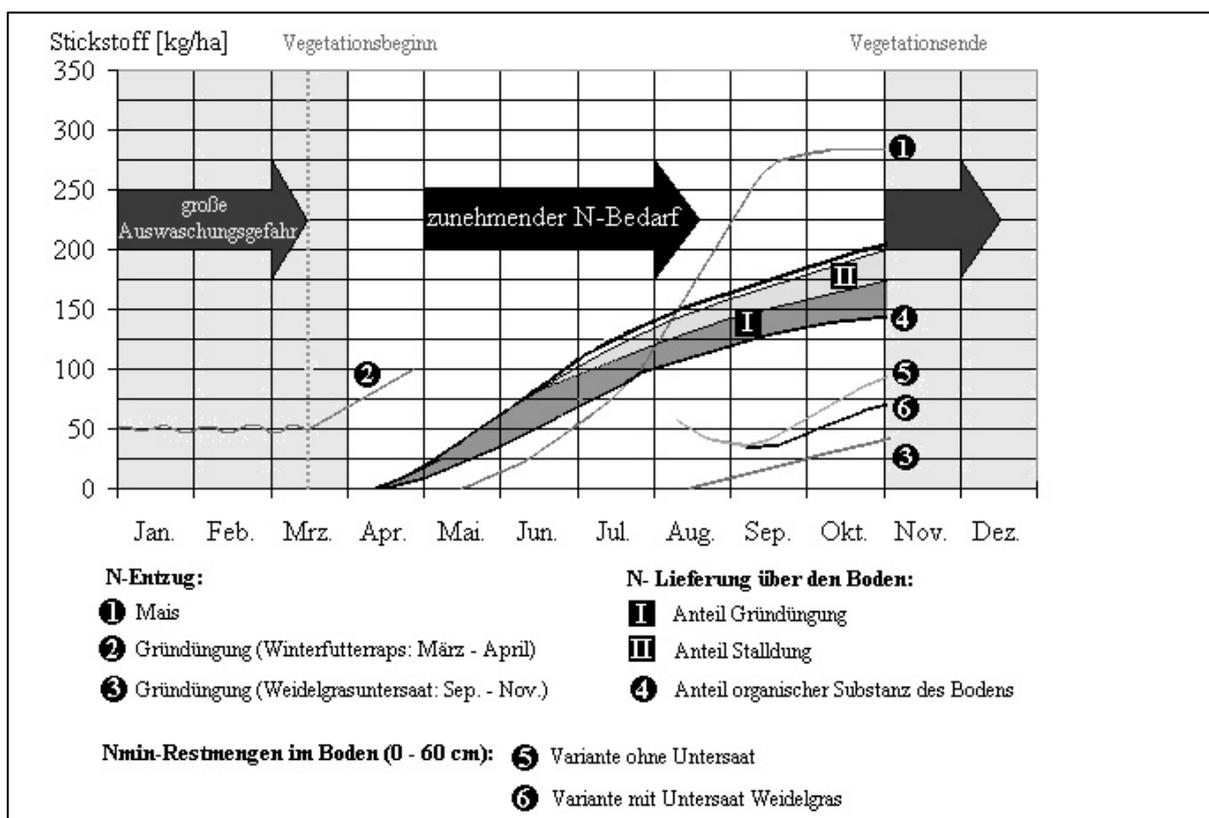


Abb. 6-1: Stickstoffaufnahme von Mais, Winterfutterraps und Weidelgrasuntersaat sowie Stickstoffquellen und mineralisierte Restmengen im Boden (nach MICHALSKI, 2000 verändert)

Während der Fruchtbildung/Samenreife, Ernte, Brache, Neubestellung bis zur Jugendentwicklung der Kulturpflanzen werden dem Boden keine nennenswerten Nährstoffmengen entzogen. In Abhängigkeit von der Witterung erfolgen jedoch fortlaufende Mineralisationsprozesse organischen Bodenmaterials. Eine Anhäufung des wegen seiner hohen Wasserlöslichkeit und negativen Ladung auswaschungsgefährdeten Nitrats in der Bodenzone ist die Folge.

Beim Auftreten von Sickerwasserabfluss wird das Nitrat zum Teil schneller als neutrales Wasser in tiefere Bodenzonen außerhalb des Wurzelhorizonts der Pflanzen verlagert (RUSSOW et.al., 1995). Auf Grund der überwiegend anzutreffenden Ladungsverhältnisse in den Böden des gemäßigten Klimabereichs (negative Ladung > positive Ladung) und deren Kationenaustauscher-Eigenschaften wird das positiv geladene Ammonium dagegen im Boden zurückgehalten (MEHLERT, 1996). LOWRANCE (1992) beziffert den Nitratanteil am ausgewaschenen Stickstoff auf etwa 97 %.

Teile des mit dem Sickerwasser abwärts geführten Nitrats werden über Konzentrationsausgleich (Diffusion) dem gegen die Schwerkraft an Bodenpartikel gebundenen Haftwasseranteil des Bodenwassers zugeführt. Somit kommt es zum anteiligen „Parken“ des ausgewaschenen Stickstoffs. Ist die Konzentration im Sickerwasser geringer als im Haftwasser, erfolgt eine Umkehr dieses Prozesses. Diese Effekte erklären die zeitliche Verzögerung von Nitratkonzentrationsveränderungen in den Brunnen und auch die Nivellierung der Nitratgehalte in Zeiten ohne Grundwasserneubildung (Abschn. 8.3).

Die Nitratverlagerung wird vor allem durch Bodenart und Bodenform, aber auch Durchwurzelungstiefe und Bodenstruktur (Makroporen, Skelettanteil) sowie die Sickerwassermenge beeinflusst. In leichten sandigen Böden sind sehr viel höhere Sickerungen und folglich Nitratverlagerungen zu verzeichnen als in tiefgründigen Böden aus Lehm oder Löss (SCHEFFER, 1998; MÜLLER et.al., 1991). Die flachgründigen sandigen Lehme des Untersuchungsraums mit geringen Durchwurzelungstiefen und hohen Skelettanteilen (Abschn. 3.5) sowie großen Versickerungsraten (Abschn. 5.2.2.6; 7.2.1) begünstigen folglich Prozesse der Nitratauswaschung.

6.2 Hydrochemische Charakterisierung anthropogen unbeeinflussten Grundwassers

Anthropogen gering oder unbelastete oberflächennahe Grundwässer entsprechen in ihrer Beschaffenheit mit Ausnahme einer geogen bedingten leichten Versauerung (Abschn. 6.4) den Anforderungen der TVO, sind aber nur noch selten vorzufinden. Herkunftsräume erstrecken sich vor allem auf Waldgebiete (Abschn. 8.2.1). KUHN (1996) nennt für diese Wässer in Sachsen im Regelfall Nitratgehalte von < 5 mg/l. Diese Konzentrationen sind auf Grundlage des natürlichen Stickstoffkreislaufs der Biosphäre vorauszusetzen und entstammen je nach Sauerstoffangebot maßgeblich mikrobakteriellen Umsetzungen (Abschn. 7.3).

In Festgesteins-Grundwasserleitern sind natürliche Konzentrationen von > 0 bis 4,2 mg/l anorganisch gebundenen Stickstoffs bzw. > 0 bis 18 mg/l Nitrat vorauszusetzen (GABRIEL & ZIEGLER, 1999). Wegen der kurzen Verweildauer ist das oberflächennahe Grundwasser i.d.R. durch eine geringe Mineralisation (< 150 mg/l Gesamtlösungsinhalt) gekennzeichnet. Es ist dem Ca-Na-SO₄-Typ zuzuordnen (Abb. 6-6).

6.3 Hydrochemische Charakterisierung des Brunnenwassers

Der Untersuchungsraum befindet sich im gering bedeckten, intensiv landwirtschaftlich genutzten Festgesteinsbereich des Mittleren Erzgebirges. Von amtlicher Seite werden die Flachfassungen im Regierungsbezirk Chemnitz allgemein als gefährdet bzw. belastet eingeschätzt (KUHNS, 1996).

Innerhalb der Beprobungskampagne der Sektion Hydrogeologie des UFZ und deren Weiterführung im Rahmen dieser Arbeit erfolgten in der Zeit zwischen Juli 1996 und Dezember 2000 insgesamt 640 Vollanalysen an 162 Hausbrunnen zu durch die TVO vorgeschriebenen Stoffen. Nach einer Übersichtsbeprobung im Sommerhalbjahr 1996 wurden zunächst 17, dann 13 Referenzbrunnen in regelmäßigen Abständen von 1 bis 2 Monaten analysiert. Somit liegen einmalige Zeitreihen vor, die im Vergleich zu Übersichtsbeprobungen bzw. jährlichen Einmalbeprobungen von amtlicher Seite (Routineuntersuchungen des Gesundheitsamtes Marienberg, TÄUMER, 1995) detailliertere und gesichertere Bewertungen zur Belastungssituation in den Hausbrunnen ermöglichen. Die analysierten chemisch-physikalischen Inhaltsstoffe (Abschn. 6.3.3, 6.3.4) und Umweltisotope (Abschn. 7.3) stellen natürliche Tracer dar, welche auf Herkunftsräume und Belastungsquellen der Brunnenwässer schließen lassen (vgl. SLFUG, 1997a).

6.3.1 Analysenmethoden

Die Grundlage für die durchgeführte Probeentnahme und den Untersuchungsumfang bilden die Empfehlungen der Grundwasserrichtlinie, Teil 3 – Grundwasserbeschaffenheit, der DVWK (DVWK, 1992).

Die Bestimmung enthaltener Hauptkationen und -anionen Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , F^- , Cl^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} erfolgte mittels Ionenchromatographie (IC-ION CHROMATOGRAPHY). NO_2^- und NH_4^+ - Werte basieren auf der photometrischen Analyse vor Ort. Die HCO_3^- - Bestimmung beruhte auf der Soforttitration des m- und p-Werts bei der Probenahme. Ein Teil der Proben wurde auf Isotopengehalte ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$, $\delta^{15}\text{N}$) mittels Massenspektrometrie (MS-MASS SPECTROMETRY) untersucht, um Rückschlüsse auf die Herkunft des Nitrats im Brunnenwasser zu ermöglichen.

Untersuchungen zu Schwermetall- und Spurenelementgehalten (Fe, Mn, Al, B, Cu, Zn, Cd, Ba, Pb, As, Hg) erfolgten durch ionengekoppelte Plasmaanalysen (ICP-ION COUPLED PLASMA) und Atomabsorptionsspektrometrie (AAS-ATOMIC ABSORPTION SPECTROMETRY).

Die Milieuparameter, wie pH-Wert, Redox-Potential, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Temperatur wurden vor Ort bestimmt.

6.3.2 Qualität der Brunnenwasseranalysen

Vor der endgültigen Haltung in der Datenbank „HYGEO“ wurden sämtliche Beprobungsdaten durch die Laboranten und Laborleiter in den unterschiedlichen Laboratorien der Sektion Hydrogeologie auf ihre Plausibilität überprüft.

Zur Qualitätsprüfung der enthaltenen Kationen und Anionen erfolgten in der Datenbank für die Elemente Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{3+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- und NO_3^- Ionenbilanzberechnungen gemäß DVWK (1992). Die Beurteilung der Zuverlässigkeit der Brunnenwasseranalysen wurde dabei nach dem in der EG-Richtlinie 98/83/EG als Gütekriterium festgelegten Intervall von $\pm 10\%$ durchgeführt. Abb. 6-2 zeigt die prozentuale Häufigkeitsverteilung der berechneten Ionenbilanzfehler.

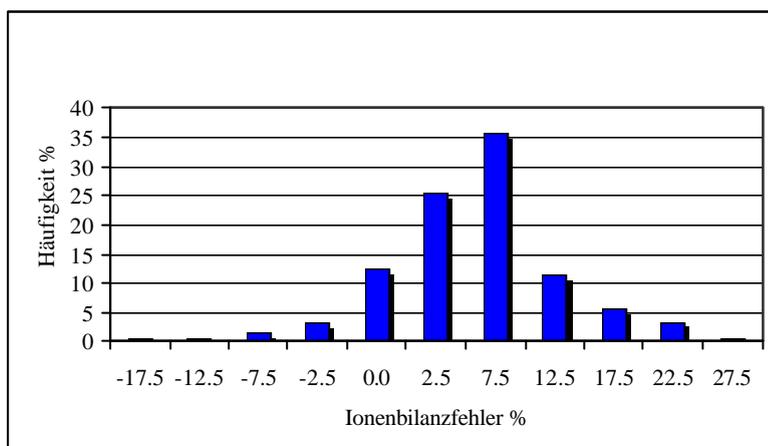


Abb. 62: Prozentuale Häufigkeitsverteilung der Ionenbilanzfehler für 623 Vollanalysen von Hausbrunnenwässern

Etwa 80% der Analysen entfallen auf das Intervall innerhalb des Gütebereichs. Die Fehlerkurve entspricht dabei annähernd einer Normalverteilung. Für die auftretenden Abweichungen $> 10\%$ sind unterschiedliche Ursachen auszumachen. Bei der Bestimmung des Hydrogencarbonats durch Soforttitration vor Ort waren insbesondere in schlecht be-

leuchteten Räumen Interpretationsfehler zum Umschlagpunkt der als Indikator dienenden Copperlösung von blau nach farblos möglich. Vor allem aber können erhebliche Abweichungen aus der zeitlich versetzten Bestimmung der einzelnen Parameter resultieren. Von fehlerhaften Messungen ist nicht auszugehen.

Fazit: Bei den Auswertungen und Bewertungen zur Belastungssituation fanden alle Brunnenwasseranalysen Berücksichtigung. Dabei ist davon auszugehen, dass die tatsächliche Brunnenwasserbeschaffenheit mit einem relativ hohen Sicherheitsniveau wiedergegeben wird.

6.3.3 Physikochemische Brunnenwasserbeschaffenheit

In Abb. 6-3 sind die Häufigkeitsverteilungen und statistische Auswertungen zu den analysierten Feldparametern in Histogrammen dargestellt. Folgende Aussagen lassen sich zur physikochemischen Brunnenwasserbeschaffenheit ableiten.

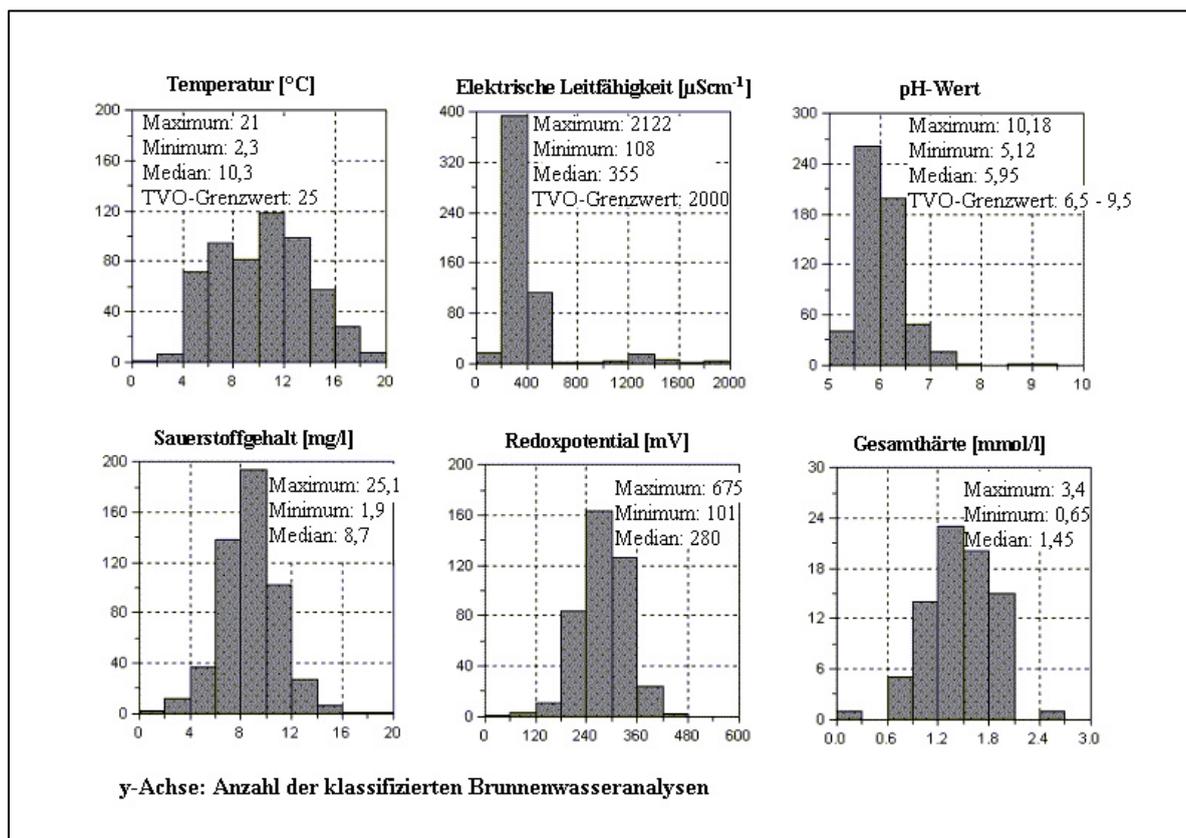


Abb. 6-3: Häufigkeitsverteilung sowie Maximum, Minimum und Medianwerte ausgewählter Feldparameter zur Analyse der Brunnenwasserbeschaffenheit aus der gesamten Beprobungskampagne (6/96 bis 12/2000)

Aus der stark subjektiven **organoleptischen** Ansprache des Brunnenwassers können i.d.R. keine Hinweise auf Verunreinigungen abgeleitet werden.

Farbe und Trübung zeigen bei durchschnittlicher Witterung keine Auffälligkeiten. Die Brunnenwässer sind zumeist farblos und klar. Nach starken Niederschlagsereignissen oder Schneeschmelze sind häufig Trübungerscheinungen zu beobachten, die auf eine geringe Filterwirkung der Grundwasserüberdeckung und eine wesentliche Beeinflussung der Brunnen durch Zwischenabfluss hinweisen.

Dies trifft gleichermaßen auf **Geruch und Geschmack** zu. In Einzelfällen berichteten Brunnenbetreiber nach hohen Niederschlagsintensitäten von stark riechendem Brunnenwasser, woraus sich Einschränkungen für die Trinkwassernutzung ergeben. Im Regelfall sind diese Parameter jedoch unauffällig.

Das arithmetische Mittel der **Temperatur** liegt mit 10,4 °C um etwa 3,6 °C über dem Jahresmittel der Lufttemperatur im Untersuchungsraum. Dabei sind große Temperaturschwankungen zwischen 2,3 und 21 °C zu verzeichnen, die auf eine geringe Grundwasserüberdeckung und geringe Verweilzeiten hinweisen. Der Grenzwert der TVO von 25 °C wurde jedoch nicht überschritten.

Die Messungen zur **elektrischen Leitfähigkeit** ergeben, dass im Brunnenwasser in der Summe nur geringfügige Mengen an Salzen gelöst sind. Das arithmetische Mittel liegt, bezogen

auf 25 °C, bei 370 μScm^{-1} . Die natürlichen geochemischen Verhältnisse im Untergrund wirken sich folglich kaum auf die Mineralisation des Brunnenwassers aus. Somit ist ein weiterer Hinweis auf nur sehr geringe Verweil- und Kontaktzeiten gegeben.

Die **pH-Werte** variieren zumeist nur geringfügig um den Medianwert von 5,95 und somit überwiegend im leicht sauren bis neutralen Bereich. 83 % der untersuchten Wässer erfüllen nicht die qualitativen Anforderungen der TVO. Als Ursachen sind die geologischen Verhältnisse und atmosphärische Immissionen anzusehen (Abschn. 6.4.1).

Gelöste **Sauerstoffgehalte** von durchschnittlich 8,8 mg l^{-1} und mittlere **Redox-Potentiale** von 280 mV weisen auf deutlich oxidierende Verhältnisse hin. In der Bundesrepublik Deutschland gelten bei den vorliegenden Druck- und Temperaturverhältnissen 10 mg l^{-1} freier Sauerstoff in oberflächennahem Grundwasser als verbreitete Größe für eine Sauerstoffsättigung (ADAM, GLÄBER & HÖLTING, 2000). Bei einer Standardabweichung von 63 mV liegen im Redox-Potential nur geringe Schwankungen vor.

Gesamt- und Carbonathärte lassen auf weiche Brunnenwässer schließen. Das arithmetische Mittel der Gesamthärte liegt bei 1,49 mmol/l, das der Carbonathärte bei 0,54 mmol/l. Folglich ergibt sich eine Härte von etwa 2 mmol/l (5,7 ° dH – deutsche Härte). Der mit der Verweilzeit des Grundwassers korrelierende Härtequotient aus Gesamthärte und Karbonathärte liegt bei 0,64 und lässt auf eine geringe Grundwassergeschütztheit schließen.

Fazit: Die Untersuchungsergebnisse zu den Feldparametern erfüllen bis auf den pH-Wert und periodische Abweichungen die Beschaffenheitsvorgaben der TVO. Sie weisen auf eine geringe Grundwasserüberdeckung sowie große Zwischenabflussanteile mit kurzen Verweilzeiten in den Brunneneinzugsgebieten hin und lassen nur geringe Anteile gesteinsbürtiger Stoffe im Brunnenwasser vermuten. Gleichwohl sind reduzierende Verhältnisse (z.B. Nitratreduktion, Mangan-Reduktion, Eisenreduktion, Sulfat-Reduktion) in den Brunneneinzugsgebieten fast gänzlich auszuschließen.

6.3.4 Chemische Brunnenwasserbeschaffenheit

Die Abb. 6-4 und 6-5 sowie die Tabellen 6-1 und 6-2 veranschaulichen Häufigkeitsverteilungen, Grenzwertüberschreitungen nach der TVO sowie statistische Parameter ausgewählter Anionen, Kationen und Metalle in den untersuchten 162 Hausbrunnen.

Für die Hauptbestandteile der anorganischen Brunnenwasserinhaltsstoffe lassen sich aus der Beprobungskampagne folgende Feststellungen treffen:

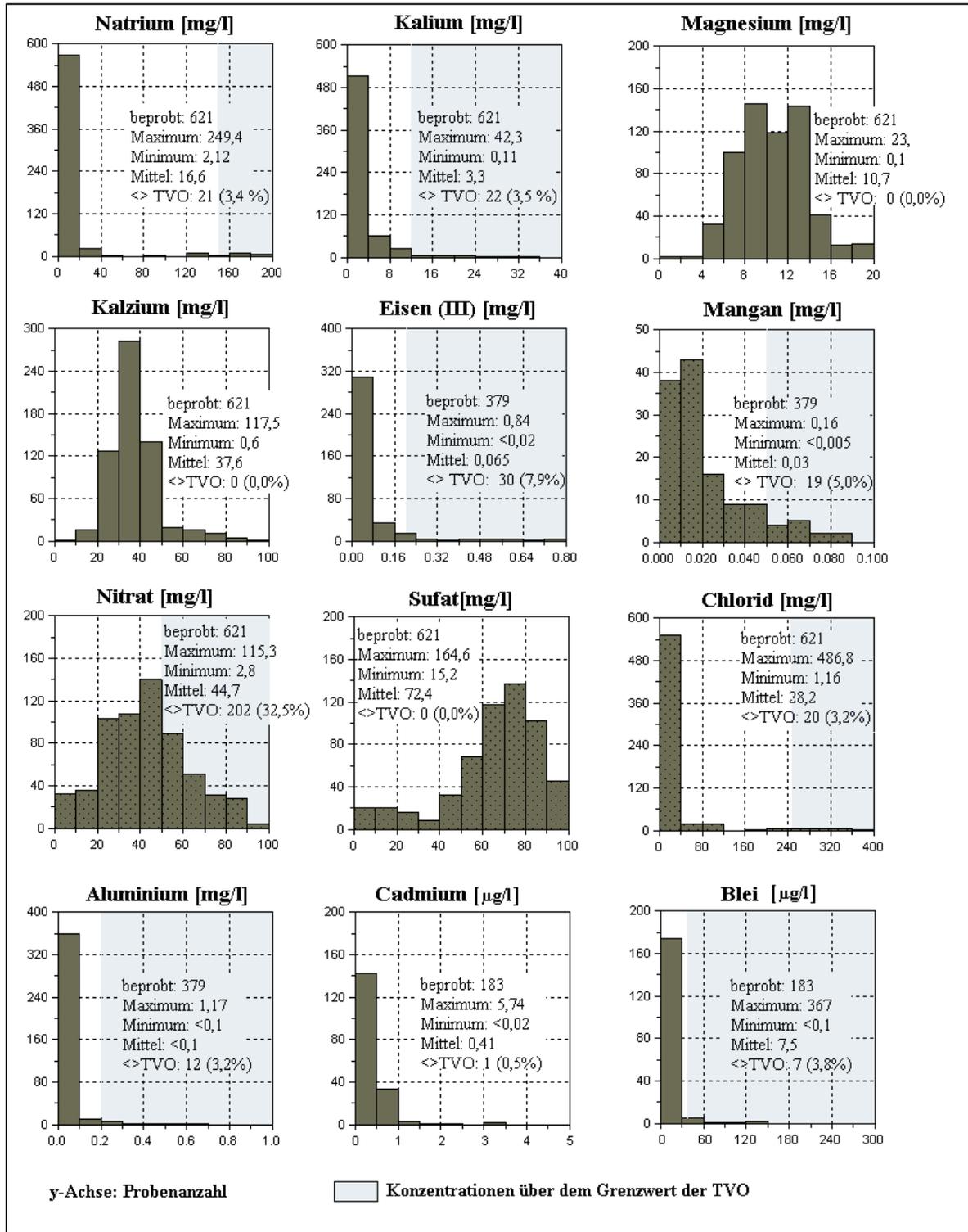


Abb. 6-4: Histogrammdarstellungen und Statistik (Maximum, Minimum, arithmetisches Mittel) zur Häufigkeitsverteilung von ausgewählten Kationen, Anionen und Metallkonzentrationen aus der gesamten Beprobungskampagne (6/1996 bis 12/2000)

Nitrat (NO_3^-) beeinträchtigt die Brunnenwasserqualität regional in großem Ausmaß. Die Häufigkeitsverteilung spiegelt hohe diffuse und lokale Überlastungen im gesamten Untersuchungsraum wider. In der EG-Richtlinie 75/440/EWG vom Juni 1975 über Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung der Mitgliedsstaaten, zuletzt geändert im Dezember 1991, sind dauerhafte NO_3^- Konzentrationen von $< 25 \text{ mg/l}$ als Wasserqualitätsziel ausgewiesen. Nur etwa $\frac{1}{4}$ der Proben entspricht diesem Gütekriterium und kann als anthropogen gering bis unbelastet bezeichnet werden.

Dagegen sind $\frac{3}{4}$ der Brunnenwässer eindeutig anthropogen beeinflusst. Die mittleren Nitratkonzentrationen liegen bei $44,7 \text{ mg/l}$. In den Brunnendörfern sind sehr unterschiedliche prozentuale Anteile extrahierter Nitratgehaltsklassifikationen zu verzeichnen, die auf räumliche Verteilungsmuster schließen lassen. Detaillierte Untersuchungen dazu und zu zeitlichen Abhängigkeiten erfolgen in den Abschnitten 7 ff und 8.2.

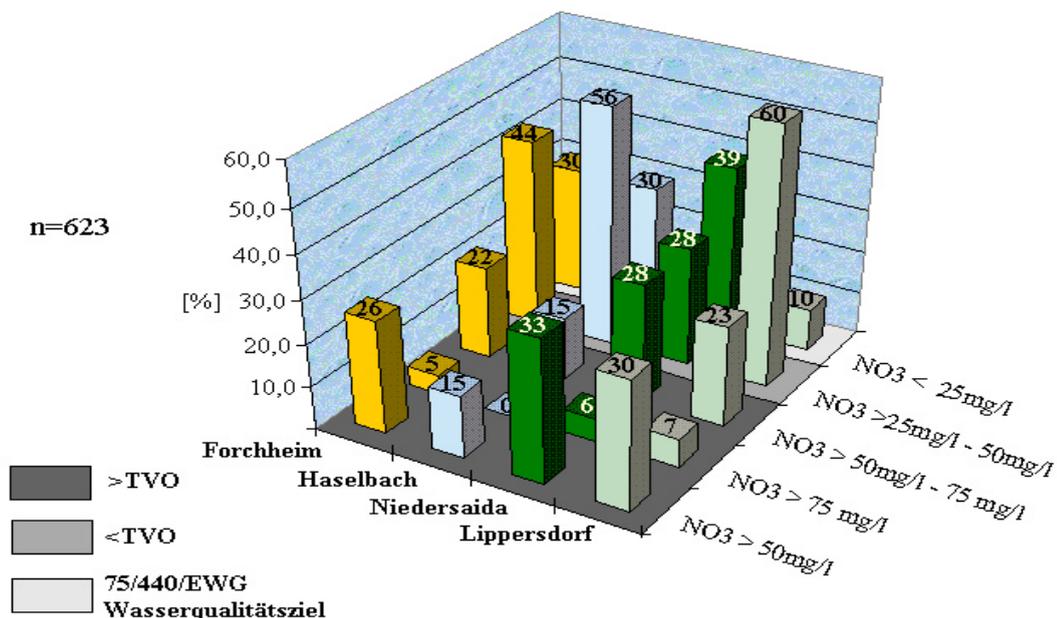


Abb. 65: Prozentuale Verteilung unterschiedlicher Klassifizierungen der Nitratkonzentration in den Gebieten der Brunnendörfer aus der Übersichtsbeprobung (Referenzbrunnenzeitreihen als Medianwerte)

Ammonium (NH_4^+) und **Nitrit (NO_2^-)** sind dagegen in den Brunnenwässern praktisch kaum vorhanden. Ammonium wird bei der Zersetzung organischer Substanz gebildet, kann aber auch durch Auswaschung organischer Dünger und direkte Abwassereinträge auftreten, wie nach extremen Niederschlagsereignissen in zwei Fällen zu beobachten war. Nitrit entsteht im Grundwasser vorrangig aus Nitrat durch mikrobielle Denitrifikation. Da die dafür notwendigen Standortbedingungen (mittlerer pH-Wert, anaerobes Milieu, hoher Eisen- und Pyritgehalt) in den Brunneneinzugsgebieten quasi nicht erfüllt werden, liegen die Konzentrationen häufig unter der Nachweisgrenze. Lediglich in einem Aufschluss in unmittelbarer Nähe zu einer Fäkaliengrube wurde mit $1,0 \text{ mg/l}$ der Grenzwert der TVO um das 10-fache überschritten. Dies deutet auf die ungenügende Abdichtung der Fäkaliengrube und Oxidationsprozesse von exkrementalen Eiweißverbindungen hin (SLFUG, 1997a).

Keine der Brunnenwasserproben weist **Sulfat** (SO_4^{2-}) über dem Grenzwert der TVO von 240 mg/l auf. Trotzdem ist Sulfat mit im Mittel auftretenden Konzentrationen von etwa 72 mg/l das dominierende Anion. Geogene Stoffquellen für höhere Sulfatgehalte (u.a. Moore, Gipslagerstätten) sind im Untersuchungsraum weitgehend auszuschließen (Abschn. 3). Somit sorgen vor allem diffuse Einträge aus Immissionen für das relativ hohe Konzentrationsniveau (Abschn. 6.4.1).

Für **Natrium** (Na^+) und **Chlorid** (Cl^-) sind mit durchschnittlich 16,6 mg/l bzw. 28,2 mg/l, wie für natürliche Quellwässer meist typisch (SLFUG, 1997a), nur geringfügige Gehalte nachzuweisen. Vereinzelt sind in zu Straßen nahegelegenen Brunnen erhebliche Grenzwertüberschreitungen zu verzeichnen, die auf den lokalen Eintrag von Streusalz im Winterhalbjahr zurückzuführen sind (Abschn. 7.2.3.2).

Das geringe Konzentrationsniveau der Erdalkalien **Kalzium** (Ca^{2+}) und **Magnesium** (Mg^{2+}) mit generell weit unter den Grenzwerten der TVO liegenden Gehalten begründet die Ausprägung weicher Brunnenwässer. Gleichermaßen variieren **Hydrogenkarbonat** (HCO_3^-) mit 20,5 mg/l und **Kohlendioxid** (CO_2) mit 8,8 mg/l in nur geringfügigen Konzentrationsbereichen.

Auch **Kalium** (K^+) ist in natürlichen Brunnenwässern kaum vorhanden. Dennoch weisen etwa 3,3 % der Analysen Werte außerhalb des TVO-Gütekriteriums von 12 mg/l auf. Dies deutet auf die diffuse Beeinflussung durch mineralische- und besonders Wirtschaftsdüngung hin. Lokale Eintragspfade aus Fäkaliengruben konnten nicht nachgewiesen werden.

Überhöhte Konzentrationen durch **Phosphat** (PO_4^{3-}) aus diffusen (Düngung) und lokalen (häusliche Abwässer) Stoffeinträgen waren in keinem Fall nachzuweisen. Bodenfixierung, Pflanzenentzug und Erosion mit einher gehendem direkten Eintrag in die Oberflächengewässer verhindern Einträge in das Grundwasser (vgl. REICHEL, 1998).

Gelöstes **Eisen** tritt in den sauerstoffreichen Wässern nur in geringen Mengen < 1 mg/l auf. Das Grundniveau der Belastungen mit gelösten Eisenverbindungen liegt unter der Nachweisgrenze. Statistisch steigen die Eisengehalte (Fe^{3+}) im Brunnenwasser mit abnehmenden Sauerstoffgehalten bis auf durchschnittlich 0,5 mg/l Fe^{3+} bei 2 mg/l O_2 . Dagegen ist keine Beziehung zum pH-Wert zu erkennen. Etwa 8 % der Brunnenwässer weisen Gehalte über dem Grenzwert der TVO von 0,2 mg/l auf. Für **Mangan** (**Mn**) können die gleichen Feststellungen getroffen werden, wie für Eisen. Etwa 5 % der untersuchten Brunnenwasserproben entsprechen nicht den Anforderungen der TVO für diesen Parameter (0,05 mg/l). Von den 17 betroffenen Brunnen mit Grenzwertüberschreitungen durch Eisen und Mangan entfallen 12 auf die Gemarkung Forchheim. Unter Berücksichtigung der geologischen Situation in Bereichen von Forchheim (höhere Kluftgrundwasseranteile, Abschn. 4.3.2) kann dies als Hinweis auf häufig in Störungszonen beobachtete erhöhte Eisen- und Mangangehalte (JORDAN & WEDER, 1995) gedeutet werden, auch wenn das UIS-basierte OVERLAYING geologischer Informationen (KEMNITZ, 1988) mit den entsprechenden Brunnenlagen keinen eindeutigen Nachweis erbringt.

Für **Kupfer** (**Cu**), **Zink** (**Zn**), **Arsen** (**As**), **Cadmium** (**Cd**), **Blei** (**Pb**) und **Aluminium** (**Al**) sind aus der Beprobungskampagne keine räumlichen und zeitlichen Verteilungsmuster zu er-

kennen. Das Grundniveau dieser Wasserinhaltsstoffe liegt unter der Nachweisgrenze. Aus den statistischen Analysen lassen sich keine pH-Wertabhängigkeiten ableiten. Dennoch sind die Ursachen für gegenüber dem Grundniveau erhöhte Konzentrationen vor allem in periodisch auftretenden Versauerungsschüben zu suchen (Abschn. 6.4.1). Von den untersuchten Wasserproben entsprechen 3,8% nicht dem Gütekriterium der TVO für Blei und 3,2 % befinden sich über dem Grenzwert für Aluminium.

Wie ein Vergleich der arithmetischen Mittelwerte aus der Übersichtsbeobachtung zu den arithmetischen Mittelwerten unter voller Berücksichtigung der Referenzbrunnenanalysen (Abb. 6-4, Tab. 6-1) zeigt, ergibt sich für einzelne Parameter, insbesondere anthropogenen Ursprungs, ein differenziertes Bild der Belastungssituation.

Tab. 6-1: Grenzwertüberschreitungen untersuchter Parameter nach TVO und mittlere Wasserqualität der untersuchten Hausbrunnen

Parameter	Forchheim	Haselbach	Niedersaida	Lippersdorf	MITTELWERT ^{6/2}		Mittelwert ^{6/3} [mg/l]
					[%]	[mg/l]	
Brunnenanzahl	87	27	18	30	162	162	162
Anionen							
NO ₃ mg/l [Ø]	38,3	35,0	36,4	46,3	-	39	44,7
NO ₃ < 25 mg/l [%]	29,9	29,6	38,9	10	27,1	-	
NO ₃ > 25 – 50 mg/l [%]	43,7	55,6	27,8	60	46,8	-	
NO ₃ > 50 - 75 mg/l [%]	21,8	14,8	27,8	23,3	21,9	-	
NO ₃ > 75 mg/l [%]	4,6	0	5,5	6,7	4,2	-	
NO ₃ > 50 mg/l [%]	26,4	14,8	33,3	30	26,1	-	
Cl ⁻ >250 mg/l [%]	1,2	0	0	0	0,3	19,0	28,2
SO ₄ ²⁻ >240 mg/l [%]	0	0	0	0	0	69,3	72,4
Kationen							
Na ⁺ > 150 mg/l [%]	1,1	0	0	0	0,3	11,3	16,6
K ⁺ > 12 mg/l [%]	14,9	3,7	11,1	13,3	10,8	4,8	3,3
Mg ²⁺ > 50 mg/l [%]	0	0	0	0	0	9,7	10,7
Ca ²⁺ > 400 mg/l [%]	0	0	0	0	0	35,2	37,6
Fe ³⁺ > 0,2 mg/l [%]	14,9	3,7	0	4,0	5,7	0,074	0,065
Mn ²⁺ > 0,05 mg/l [%]	9,5	0,0	11,1	2,0	5,7	0,011	0,03
Al ³⁺ >0,2 mg/l [%]	5,4	7,4	11,1	1,0	6,2	<0,1	<0,1
pH- Wert [Ø]	6,32	6,2	6,25	5,97	-	6,18	6,03
pH < 6,0 [%]	24,1	48,1	44,4	50	41,7	-	-
pH 6,0 < 6,5 [%]	40,2	37	38,9	46,7	40,7	-	-
pH > 6,5 [%]	33,3	14,8	16,7	3,3	17,0	-	-

Aus der Übersichtsbeobachtung gehen beispielsweise mittlere Grenzwertüberschreitungen durch Kalium von 10,8 % hervor. Werden die Zeitreihen an den Referenzbrunnen voll berücksichtigt, sind es nur 3,3 %. Ein weiterer Vergleich verdeutlicht diese Problematik. Aus

^{6/2} Arithmetische Mittelwerte aus der Übersichtsbeobachtung, die Parameter mehrfach beprobter Brunnen (Referenzbrunnen) sind hier als Medianwerte berücksichtigt

^{6/3} Arithmetische Mittelwerte aus allen Beprobungsdaten, die Parameter mehrfach beprobter Brunnen sind hier einzeln berücksichtigt

einer Studie der Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen (TÄUMER, 1995) gehen für Dörnthal-Haselbach bei 38 % der untersuchten 33 Brunnen erhöhte Nitratbelastungen $> 50 \text{ mg/l}$ hervor, aus den am UFZ analysierten 27 Brunnen dagegen nur 15 % (Tab. 6-1).

Einmalbeprobungen können folglich wegen der großen räumlichen und zeitlichen Dynamik wirkender Prozesse im Landschaftshaushalt die tatsächlichen Gegebenheiten zur Belastungssituation nur bedingt erfassen. Die Qualität der hier gewonnenen Aussagen hängt in starkem Maß von der Auswahl der Brunnen und dem Beprobungszeitpunkt ab.

Somit sollten Übersichtsbeprobungen möglichst umfangreich an hinsichtlich des Naturraums und der anthropogenen Beeinflussung repräsentativen Standorten eines Untersuchungsraums erfolgen, um gesicherte Ergebnisse zu gewinnen und fehlerhafte Schlussfolgerungen zu reduzieren.

Fazit: Die Untersuchungsergebnisse weisen wie die Feldparameter auf eine geringe Grundwasserüberdeckung sowie große Zwischenabflussanteile mit kurzen Verweilzeiten hin. Die häufigsten chemischen Beeinträchtigungen der Brunnenwässer resultieren aus überhöhten Nährstoffeinträgen durch Nitrat (32,5%). Darüber hinaus zeichnen sich räumliche Verteilungsmuster und zeitliche Trends in der Nitratentwicklung ab, die Gegenstand detaillierter Untersuchungen in den Abschnitten 7.11 und 8.2.1 sind.

Wie bei der Ausprägung der hydrogeologischen Situation zu erwarten, ist das Belastungsniveau mit durch Verwitterung freigesetzten gesteinsbürtigen Wasserinhaltsstoffen (Natrium, Kalium und Kalzium, teilweise Magnesium) relativ gering. Toxisch wirkende Schwermetalle und aus Leitungsmaterialien freigesetzte Metallverbindungen sind mit Ausnahme von vereinzelt überhöhten Aluminium- und Bleikonzentrationen nicht nachzuweisen. Somit sind Hinweise gegeben, dass Pufferbereiche dieser Inhaltsstoffe in der ungesättigten Zone unter Freiland nicht oder nur vereinzelt erreicht werden. Sporadisch durchgeführte Analysen zu Belastungen durch PSM fallen negativ aus. Untersuchungen zu organischen Verbindungen und radioaktiven Stoffen erfolgten nicht.

Bedingt durch die geochemischen Prozesse im Untergrund und die anthropogenen Überlastungen insbesondere mit Schwefel- und Stickstoffverbindungen aus Landwirtschaft, Abwasser und Atmosphäre sind die Brunnenwässer verbreitet dem $\text{SO}_4\text{-Ca-Na-(NO}_3\text{)}$ -Typ zuzuordnen.

Auf Grund der geringen Geschützttheit und Grundwasserüberdeckung korreliert die Dominanz von Wasserinhaltsstoffen in den Brunnen streng mit den Inhaltsstoffen der diffusen und lokalen Schadstoffquellen.

Abb. 6-6 zeigt beispielhaft die PIPER-Diagramme (vgl. FURTAK & LANGGUTH, 1967; JORDAN & WEDER, 1995; HÖLTING, 1992) für

- a) repräsentative Brunnenwasserproben
- b) einen Brunnen (SB/F62) mit dominierenden Na-Cl-Ionen aus winterlichem Salzeintrag von der anliegenden Bundesstraße

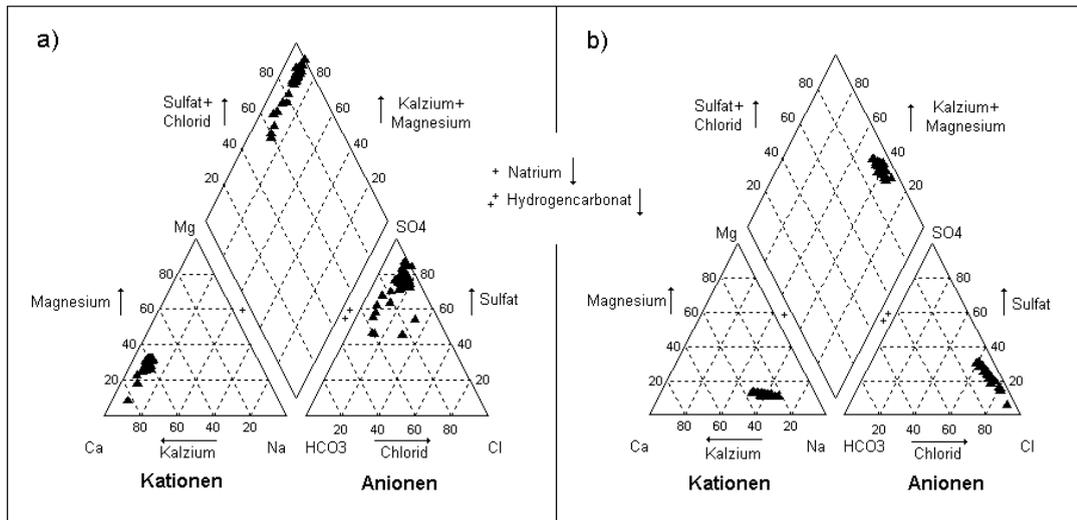


Abb. 6-6: PIPER-Diagramme für a) dem Regelfall entsprechende und b) durch Salzeintrag beeinflusste Brunnenwasserproben

6.3.5 Hygienische Brunnenwasserbeschaffenheit

Im Rahmen der UFZ-Beprobungen konnten hygienische Parameter aus technischen Gründen nur vereinzelt (E-Coli und koliforme Keime) untersucht werden. Kontaminationen waren dabei nicht nachzuweisen. Aus Übersichtsbeprobungen von TÄUMER (1995) gehen jedoch in Dörnthal-Haselbach 43 % von 33 und in Forchheim 65 % von 35 untersuchten Hausbrunnen als bakteriell belastet (E. coli und coliforme Keime) hervor.

Fazit: Die von TÄUMER (1995) festgestellten verbreiteten bakteriologischen Belastungen der Brunnenwässer sind ein weiteres Anzeichen für oberflächennahes Grundwasser mit hohem Interflowanteil (AURAND et.al., 1991), da tiefer liegendes Grundwasser im Vergleich zu Oberflächenwasser äußerst keimarm ist (SLFUG, 1997a). Lokale hygienische Verunreinigungen im Bereich der Brunnenfassungen können nicht ausgeschlossen werden.

6.4 Versauerung der Brunnenwässer

Der Anteil der Brunnenwasseranalysen, die nach TVO zu niedrige pH-Werte ($< 6,5$) aufweisen, schwankt im Untersuchungsgebiet zwischen 66 % in Forchheim und 97 % in Lippersdorf (Tab. 6-1; Abb. 6-8). In Lippersdorf und Haselbach liegen etwa 50 % der analysierten Brunnenwässer sogar im pH-Wert-Bereich $< 6,0$. Die pH-Wert-Klassifikation 6,0 bis 6,5 ist in den Brunnendörfern mit relativ gleichen Anteilen zwischen 37% (Haselbach) und 47% (Lippersdorf) ausgeprägt.

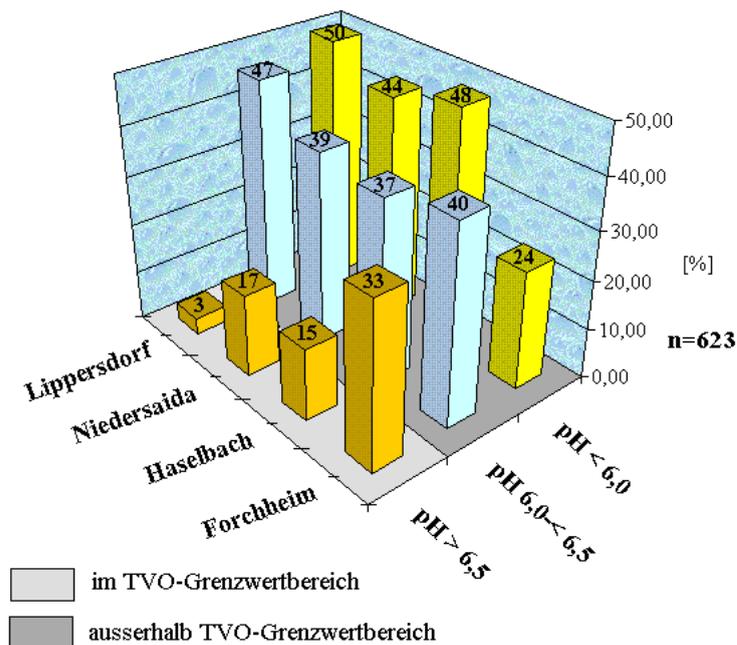


Abb. 6-7 Prozentuale Verteilung unterschiedlicher pH-Wert-Klassifizierungen in den Gemarkungen der Brunnendörfer

6.4.1 Ursachen der Versauerung

Im Untersuchungsraum sind räumlich und zeitlich relativ große Variabilitäten in der pH-Wert-Entwicklung der Brunnenwässer festzustellen. Die Ursachen dafür müssen vor allem in der unterschiedlichen atmosphärischen Deposition gesucht werden. Die Immissionssituation in den Brunneneinzugsgebieten wird dabei durch die Lage zu den Emissionsquellen, die topographische Differenzierung in Tal- und Hanglage und in Exposition sowie insbesondere durch die Witterungsbedingungen determiniert (u.a. SLFUG, 1997b BOZAU, 1995, LORZ, 1999).

Das Erzgebirge unterliegt nach wie vor großen Belastungen durch SO_2 - und NO_x -Einträge mit den Niederschlägen, die häufig auf Emissionen aus der Kohleindustrie des Böhmisches Beckens zurückzuführen sind. Die höchsten Schwefel- und Säureeinträge treten weiterhin im

Mittleren Erzgebirge auf (RABEN, 1998). Insbesondere nach Süd- und Südostwetterlagen waren somit in der Vergangenheit stark erhöhte Einträge von Säurebildnern zu verzeichnen (SLFUG, 1997b). Unterschiedliche SO_4 -Belastung der Brunnenwässer zwischen 16 und 165 mg/l (Tab. 6-2) sind vor allem auf differenzierte atmosphärische Einträge im Untersuchungszeitraum zurückzuführen (SLFUG, 1997c).

Während sich für die Schwefel- und Säureeinträge ein allmählicher Rückgang einstellt - Ursachen liegen in der Entschwefelung und Stilllegung von Kraftwerken sowohl in Sachsen als auch in Böhmen - ist der Stoffeintrag von Stickstoff mindestens gleichbleibend hoch und führt teilweise zu einer unwesentlichen Veränderung des Gesamtsäureeintrags (RABEN, 1998; RABEN & ANDREAE, 1998; SLFUG, 1997b). So zeigt die Reihung der Ionenäquivalente im Freilandniederschlag des Einzugsgebietes der Großen Pyra im Westerzgebirge klar die Dominanz von Stickstoff und nachgeordnet für Sulfatschwefel (LORZ, 1999). Die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre erfolgen dabei überwiegend in Form von Ammonium, welches aus industriellen (chemische Fabriken und Kokereien) und landwirtschaftlichen Quellen (z.B. Ausgasung aus Gülledüngern) stammt. Phasen verstärkter Nitrifikation von in den Boden zusätzlich durch landwirtschaftliche Düngung eingetragendem Ammonium können wegen der dabei gebildeten Säureäquivalente indirekt periodische Versauerungsschübe auslösen (MIESENBURG, RADEMACHER & MEIWES, 1998).

Untersuchungen von BOZAU (1995) ergeben für das Osterzgebirge Niederschlags-pH-Werte von durchschnittlich 4,21. Aus stichprobenartigen pH-Wert-Messungen von Niederschlägen in Forchheim resultiert im Median ein pH-Wert von 4,3 und ein Minimum von 3,1. Der berechnete Mittelwert ist für Freilandniederschläge in Mitteleuropa typisch (u.a. KRIETER, 1991; ADAM, GLÄBER & HÖLTING, 2000). Die Verwitterungsböden und der geogene Untergrund weisen wegen fehlender Freisetzung basischer Kationen (Alkalien, Carbonaten) überwiegend nur geringe Säurepufferkapazitäten auf (vgl. Abschn. 3.3; 6.3.4). Somit bleibt der Eintausch freier H^+ - Ionen gegen basische Kationen am Kationenaustauschkomplex aus und eine Neutralisation der direkt in die Böden eingetragenen Säuren aus Schwefel- und Stickstoffverbindungen wird weitgehend verhindert. Die Folge ist ein anthropogen verursachter Kreislauf, der zu immer größeren Bodenversauerungen führt. Obwohl eine fortschreitende Bodenversauerung durch regelmäßige Kalkgaben auf Wald- und Ackerflächen noch gedämmt wird, wiesen die Ackerböden im Untersuchungsraum zum Zeitpunkt ihrer Herbstbeprobungen pH-Werte zwischen 4,8 und 6,2 auf.

Eine Reihe von Forschungsarbeiten verweisen auf witterungs- und topographisch bedingte Versauerungsschübe im Erzgebirge, insbesondere in den Kammlagen mit fehlenden Pufferabschnazitäten durch geringmächtige Verwitterungsböden (u.a. BOZAU, 1995; LORZ, 1999). In der DVWK (1990) wird darauf hingewiesen, dass vor allem zu Zeiten von Schneeschmelze und ergiebigen Niederschlagsereignissen in Trinkwasserspeichern des Mittelgebirgsraums verstärkt mit Versauerungen zu rechnen ist. Die pH-Wert-Messungen an den Referenzbrunnen bestätigen diese Aussage. Die pH-Wert-Minima sind fast ausnahmslos in Zeiten der

Scheitelabflüsse des Interflows nach Starkniederschlägen und Schneeschmelze zu verzeichnen.

In Folge dessen kann auch im Freiland der Aluminium (Al-) und Aluminium/Eisen (Al/Fe)-Pufferbereich mit pH-Werten zwischen 3,8-4,2 bzw. 3,0-3,8 erreicht werden (RABEN, 1998; ADAM, GLÄßER & HÖLTING, 2000). Die auftretenden grenzwertüberschreitenden Mengen von Aluminium, Eisen, Mangan und Blei in Brunnenwässern können folglich teilweise auf Phasen stärkerer Versauerung mit einher gehender Mobilisation dieser Inhaltsstoffe aus den Böden, Sedimenten und Leitungsmaterialien zurückgeführt werden, auch wenn ein statistischer Beweis anhand der durchgeführten Korrelationen zu Brunnenwasser-pH-Werten nicht vorliegt (Abschn. 6.3.4). Ursachen sind in der für diese Zwecke zu geringen Beprobungsdichte zu suchen.

In Brunnen, deren Einzugsgebiete einer forstwirtschaftlichen Nutzung unterliegen, sind versauerungsbedingte Einträge von chemischen Inhaltsstoffen potentiell wahrscheinlicher, weil hier die überwiegende Zahl der Böden bis in 90 cm Tiefe dem Aluminium-Pufferbereich unterliegt (RABEN, 1998). Im Trend aller Analysen fördern Brunnen mit vollständiger oder anteiliger Waldnutzung (Fichtenbestände) im Einzugsgebiet tatsächlich geringfügig saurere Wässer (Tab. 6-2, Tab. 6-3). Diese sind jedoch nicht, wie angenommen, vermehrten grenzwertüberschreitenden Aluminium-, Mangan- und Eisenkonzentrationen unterlegen. Ganz im Gegenteil, keiner der 17 Brunnen, für die mindestens einer der drei Parameter außerhalb der Vorgaben der TVO- Richtlinie liegt, weist im Einzugsgebiet Waldnutzung auf. Eine Begründung könnte in der geringen Zahl an berücksichtigten Brunnen mit Forsteinzugsgebieten (drei) liegen.

Aus der Verknüpfung von Daten zur Exposition und durchschnittlichen pH-Werten aus der Beprobung der Brunnen wurde die topographische Abhängigkeit der Brunnenwasserversauerung untersucht. Tabelle 6-2 zeigt entgegen ersten Vermutungen, dass statistisch kein Hinweis auf eine dauerhaft größere Versauerung von Brunnenwässern südlich exponierter Brunneneinzugsgebiete vorliegt und somit topographisch bedingte Differenzierungen nicht ins Gewicht fallen.

Tabelle 6-2: Mittlere pH-Werte in Abhängigkeit von der Exposition der Brunneneinzugsgebiete

Exposition	Anzahl	pH-Wert
Nördlich	38	6,23
Östlich	7	6,03
Südlich	68	6,19
Westlich	17	5,99

In Abb. 6-9 erfolgt der Nachweis, dass Versauerungsschübe in den Brunnen vielmehr expositionsunabhängig und mit einer zeitlich sehr hohen Variabilität durch die Witterung und Wetterlage verursacht werden. Wie auch LORZ (1999) im Westerzgebirge festgestellt hat, kann

kein statistischer Zusammenhang zwischen monatlichen Niederschlagshöhen und pH-Werten nachgewiesen werden. Dies trifft gleichermaßen auf pH-Werte und geologischen Untergrund zu. Darüber hinaus ist kein jahreszeitlicher Trend in der pH-Wert-Entwicklung zu erkennen. Die Brunnen SB/F01 und SB/F09 unterliegen größeren Schwankungen als der Brunnen SB/F62, was auf erhöhte Basisabflussanteile im Brunnen SB/F62 hindeutet (Abschn. 7.2.3). Die pH-Wert-Maxima werden drei bis fünf Monate nach größeren Feuchteperioden erreicht. Ein direkter Zusammenhang mit dem Kalken der Ackerflächen im Brunnenanstrom ist nicht nachzuweisen.

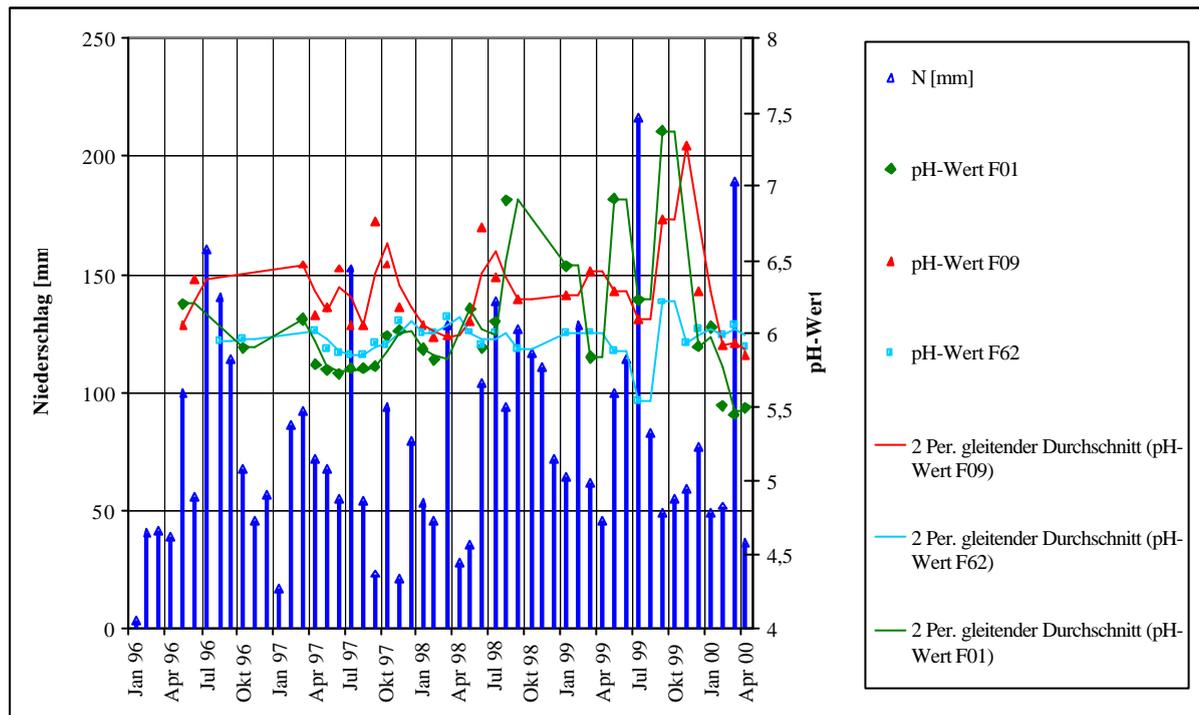


Abb. 6-8: Monatliche Niederschläge und pH-Wert-Verlauf ausgewählter Referenzbrunnen

6.5 Gesundheitsgefährdung

Aus der regionalen Belastungssituation ergibt sich eine sehr geringe Geschützttheit der Brunnen gegen Schadstoffeinträge. Stark oder länger belastete Brunnenwässer sind mit direkten oder auch latenten Gesundheitsgefährdungen der Konsumenten verbunden (ROHMANN & SONTHEIMER, 1985).

Ohne Anspruch auf die umfassende Bewertung gesundheitsgefährdender Inhaltsstoffe sollen folgend einige Beispiele erörtert werden:

Eines der Hauptprobleme bei der Trinkwasserversorgung aus den Hausbrunnen ist gemäß den Untersuchungen von TÄUMER (1995) die hygienische Belastung mit Keimen und Bakterien (Abschn. 6.3.5). Umfangreiche Bewertungen zum Verhalten und zur Überlebensdauer pathogener sowie anderer Mikroorganismen und Viren im Grundwasser sind u.a. bei FILIP et.al. (1986) nachzulesen. Eine hygienische Gefährdung der Flachbrunnen besteht insbesondere

dann, wenn sich im Brunnenanstrom nur ungenügend abgedichtete Kanalisationsanlagen und Klärgruben, Güllelager, Silos oder auch Dungstätten befinden (Abschn. 6.1.1). Insbesondere nach extremen Witterungsereignissen (Starkregen, Schneeschmelze) ist mit der Mobilisierung von chemischen und biologischen Inhaltsstoffen aus diesen Schadstoffquellen zu rechnen. Ein umgehender Eintrag von Krankheitserregern (Viren, Bakterien, Parasiten und Pilzen) in die Brunnen ist in solchen Fällen auf Grund der Untersuchungsergebnisse zur Brunnenwasserbeschaffenheit potentiell vor auszusetzen.

Auch dauerhaft erhöhte Nitratkonzentrationen sind mit Gesundheitsgefährdungen verbunden. Das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes führte beispielsweise epidemiologische Untersuchungen an 2700 Kindern einer ländlichen Region durch. Bei Mädchen zwischen 12 und 16 Jahren wurde unter den Bedingungen einer marginalen Jodversorgung und einer Nitratkonzentration von > 30 mg/l ein signifikant erhöhtes Risiko für Strumaerkrankungen festgestellt. Auch HÖRING & SCHILLER (1987) identifizieren Nitrat und Huminsäuren sowie einige ihrer Degradationsprodukte eindeutig als strumigen. Dabei nimmt das relative Risiko mit steigender Nitratkonzentration zu (SEFFNER, 1995). Darüber hinaus kann Methämoglobinämie bei Kleinkindern verursacht werden (HUBBARD & SHERIDAN, 1989; SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL, 1992).

Häufig treten aber auch Zusammenhänge zwischen der geologischen Herkunft des Wassers und Gesundheitsgefährdungen auf. Für Flachbrunnenwässer aus Phyllit und Gneis, wie im Untersuchungsraum anzutreffen (Abschn. 3.3), sind beispielsweise wiederholt erhöhte Strumafrequenzen festgestellt worden (u.a. BURTSCHER & SPRENGER, 1935; SAUERBREY et al., 1989).

Kalium ist im Grundwasser kein Problemelement und hat toxikologisch kaum Bedeutung (BECKER, 1999), so dass eine Gesundheitsgefährdung nicht zu erwarten ist.

Lokal auftretende und zumeist nur geringfügig über dem Grenzwert liegende Eisen- und Mangangehalte sind aus gesundheitlicher Sicht unbedenklich. Ab 0,3 mg/l Eisen ist lediglich mit Färbungen, Trübungen, Ablagerungen und Geschmacksbeeinträchtigungen zu rechnen.

Dagegen sind für dauerhaft erhöhte Aluminium- und Bleikonzentrationen toxische Wirkungen vor auszusetzen. Allerdings wurden im Beprobungszeitraum nur in Ausnahmefällen Grenzwertüberschreitungen gemessen (Abschn. 6.3.4).

Neben dem privaten Gebrauch der Brunnenwässer wird dieses auch gewerblich genutzt (u.a. Fleischerei, Bäckerei, Viehzucht, Milchwirtschaft). Hier erfolgen in regelmäßigen Abständen Pflichtkontrollen zur hygienischen und chemischen Beschaffenheit durch das zuständige Gesundheitsamt. Bei Beanstandungen kommt es zu Auflagen für den Brunnenbetreiber bis hin zur Schließung des Betriebes bei Nichteinhaltung.

Kontrollen an nicht gewerblich genutzten Brunnenanlagen sind zwar gleichermaßen gesetzlich angezeigt, dagegen aber nur sporadisch vor auszusetzen. Viele Brunnenbetreiber scheuen die relativ hohen Kosten einer Vollanalyse hygienischer und chemischer Parameter von etwa 400 DM. Vielerorts wissen die Brunnenwasserkonsumenten folglich zu wenig über die Qualität ihres Trinkwassers. Das große Interesse an den Ergebnissen der UFZ-Beprobung verdeutlichte dies mit Nachdruck.