

Die Beeinflussung des Grundwassers durch Mülldeponien

**Eine Studie über die zunehmende Aufhärtung des Grundwassers,
hervorgerufen durch Schüttungen von Müll in grundwassernahen
Deponien (Schottergruben) im Bereiche des Grazer Feldes.**

VON LEOPOLD ZWITTNIG (Graz)

Die vorliegende Arbeit stellt einen Beitrag für das weitere Studium des Abfallproblems dar. Sie entstand im Rahmen einer Versuchsreihe im Wasserbaulaboratorium der Steiermärkischen Landesbaudirektion.

Über einen Teil dieser Versuche wurde anlässlich der Vortragstagung „Beseitigung fester Stoffe aus Siedlungen und Industriebetrieben“ in Graz am 4. und 5. Juni 1962 referiert.

Die Qualität eines Grundwassers kann man von zwei Gesichtspunkten aus beurteilen:

1. Aus der Schau des Hygienikers, für den Qualität Trinkbarkeit bedeutet, und
2. aus der Schau des Technikers, der die Qualität nach der Verwendbarkeit für technische Prozesse, wie Waschen, Kühlen, Dampferzeugen usw., beurteilt.

Im Haushalt wird nur ein Bruchteil der Wassermenge für Koch- und Trinkzwecke verwendet, während der überwiegende Teil zum Waschen dient. Für 1 m³ Wasser mit einem deutschen Härtegrad benötigt man 150 Gramm Seife, um den Kalk im Wasser zu kompensieren, bevor überhaupt eine Waschwirkung erzielt wird. Wenn man weiter rechnet, daß man bei einem zehngradigen Wasser bereits 1,5 kg Seife pro m³ und bei einem dreißiggradigen Wasser bereits 4,5 kg Seife für den Wascheffekt nutzlos aufwenden muß, so kann man sich ein Bild davon machen, welchen volkswirtschaftlichen Verlust es bedeutet, wenn man mit hartem Wasser zu waschen genötigt ist. In der Industrie werden große Wassermengen zur Herstellung von Heißwasser und Dampf benötigt. Dabei ist es im allgemeinen erforderlich, dieses Wasser aufzubereiten, zum Teil sogar voll zu entsalzen. Die Kosten für eine derartige Aufbereitung steigen linear mit dem Härtegrad an.

J. DENNER (1952) hat an Hand der Verhältnisse in Berlin, wo große Schuttberge an einzelnen Stellen gelagert wurden, nach-

gewiesen, daß das Grundwasser dort Aufhärtingungen von 2,4 Grad deutscher Härte auf über 140 Grad deutscher Härte erfahren hat.

Die Beschaffenheit des Brunnenwassers war dort so stark verändert, daß das Wasser für den menschlichen Gebrauch und für

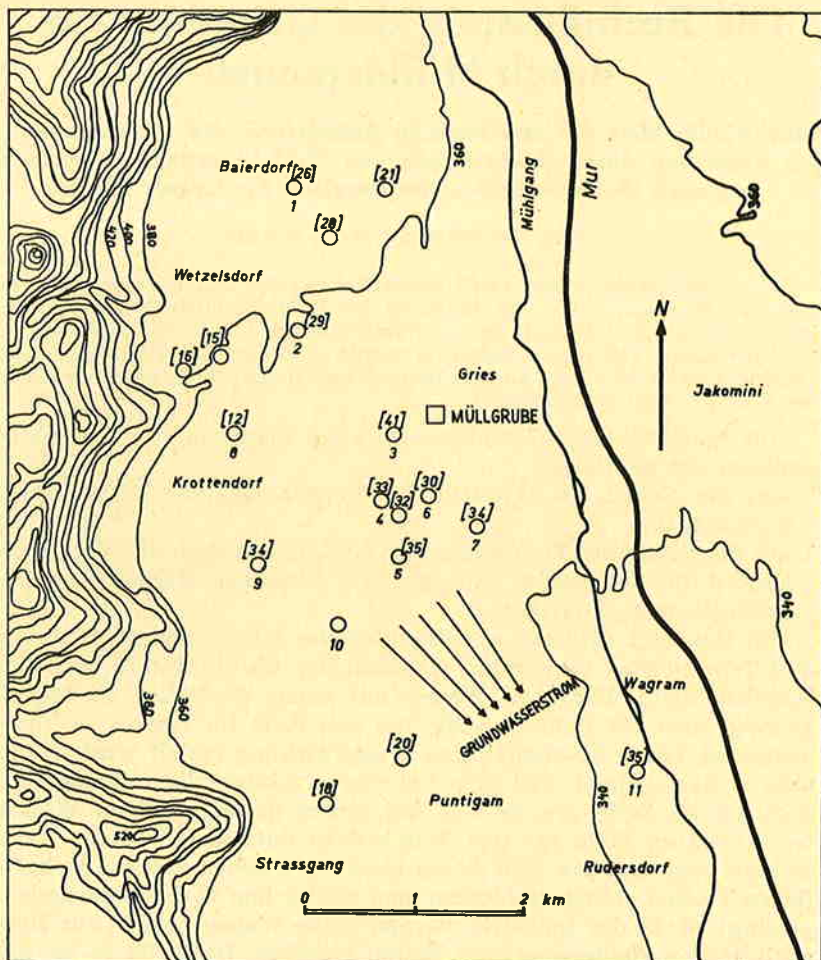


Abb. 1: Lageskizze des untersuchten Gebietes im Grazer Feld rechts der Mur. Die westliche Begrenzung bildet der Buchkogel-Florianiberg-Zug. (Die Nummern 1 bis 11 beziehen sich auf die Numerierung in Tabelle 1. Die Zahlen in eckiger Klammer bedeuten Gesamthärte werte in Grad deutscher Härte bei einer Untersuchung im Jahre 1960.)

Industriezwecke unbrauchbar wurde und ein wichtiger Teil der Gesamtwasserversorgung von Berlin aufgegeben werden mußte.

Der eben zitierte Autor hat einen zweiten Fall angeführt, wo durch Hausmüllablagerungen in einer Sandgrube in 600 bis 1000 m Entfernung von einer Brunnenreihe die Härte des Brunnenwassers nach Jahren von 11 Grad auf 64 Grad anstieg. Auch die Zunahme des Eisen- und Mangangehaltes war sehr groß.

J. DENNER forderte in diesem Zusammenhang die Reinhaltung des gesamten hydrogeologischen Einzugsgebietes, d. h. die Reinhaltung der Oberflächenwässer und des unterirdischen Wassers im gesamten Einzugsgebiet von Wassergewinnungsanlagen.

Im Bereiche der Landeshauptstadt Graz vermutete man ebenfalls Aufhärtungen des Grundwassers durch Müllablagerungen. Die nachfolgenden Ausführungen sollen mithelfen, Ursachen und Umfang dieser Aufhärtung zu klären.

In der Gegend der Don-Bosco-Kirche befindet sich eine aufgelassene Schottergrube, die in der Zeit von 1945 bis 1957 mit städtischem Müll aufgefüllt wurde. Das Grundwasser strömt in diesem Gebiet laut Angabe von A. THURNER und A. WINKLER-HERMADEN von NNW nach SO. Untersuchungen von R. PÜSCHEL aus dem Jahre 1960 ergaben die in Abbildung 1 angeführten Gesamthärte- werte des Grundwassers. Man kann erkennen, daß knapp um die Müllgrube Härten bis 41 Grad deutscher Härte auftreten. Die größte festgestellte Härte nördlich, also oberhalb im Grundwasserstrom gelegen, beträgt 29 Grad. Man sieht also deutlich, daß die Auslaugung aus dieser Müllgrube zur Aufhärtung des Wassers wesentlich beiträgt.

Tabelle 1:

Nr.	Brunnen Bezeichnung	Gesamt- härte GdH	Alka- lität mVal/l	Karb. Härte GdH	Sulfat SO ₄ ^{''} mg/l	Chlorid Cl ['] mg/l	Nitrat NO ₃ mg/l
1	J.-Kollegger-Straße 120	22,6	6,08	17,0	75,4	12,4	10,0
2	Baiernstraße 128	29,9	6,80	19,2	115,6	22,0	11,7
3	Peter-Rosegger-Straße 17	31,0	7,68	21,5	126,4	22,4	11,8
4	Grazerfeldstraße 13	26,5	6,80	19,1	100,1	17,2	11,4
5	Hartfelderweg 4	29,3	7,84	21,9	215,7	22,4	8,9
6	Haaräckerstraße 6	38,0	7,52	21,1	216,0	38,0	14,0
7	Egger-Lienz-Weg 9	35,5	7,84	21,9	193,0	28,0	10,5
8	Geistingergeweg 16	28,8	7,24	20,5	70,5	22,4	20,8
9	Anton-Mehl-Weg 16	26,4	6,44	18,0	62,9	22,4	9,5
10	Sandgrubenweg 43	32,1	7,84	21,9	136,3	19,5	10,0
11	Feldbrunnen Puntigam	wurde nicht untersucht, da der Brunnen wegen zu hoher Härte aufgelassen wurde.					

Im April 1964 wurden vom Verfasser elf Brunnen im gleichen Gebiet untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 ausgewiesen (die Brunnenlage ist aus Abbildung 1 ersichtlich, Ziffern unterhalb der Kreise).

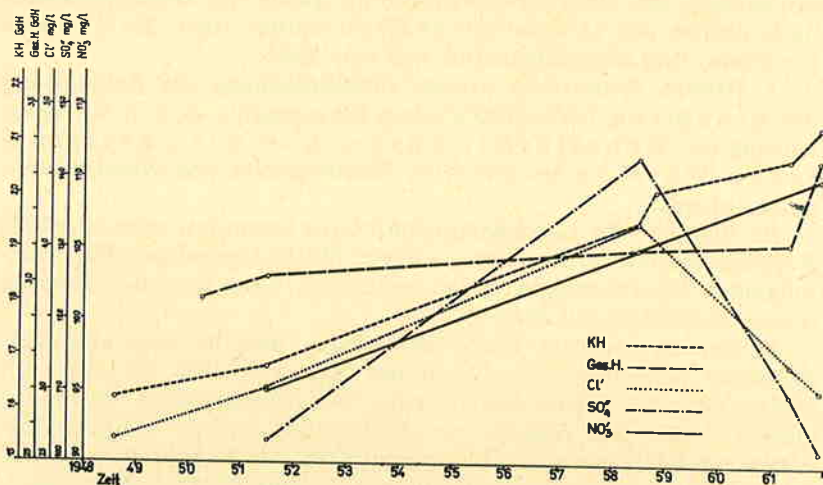


Abb. 2: Analysenverlauf bei einem Brunnen im Süden von Graz in den Jahren 1949 bis 1962.

Der Brunnen Nr. 11 stand in der Zeit von 1949 bis 1962 unter ständiger Beobachtung und zeigte die in Abbildung 2 dargestellten Güteschwankungen.

Man kann feststellen, daß die Karbonathärte seit 1948 stetig anstieg und von 16 Grad deutscher Härte im Jahre 1948 auf 22 Grad im Jahre 1962 stieg. Die Gesamthärte zeigte eine ähnliche Tendenz. Anders ist es bei den Anionen. Die Chlorid- und Sulfatwerte hatten ihren Kulminationspunkt im Jahre 1958, während sie von da an ziemlich rapid abfallen. Der hier beschriebene Brunnen mußte im Jahr 1963 aufgelassen werden, da die immer mehr ansteigenden Aufbereitungskosten es dem Besitzer (Industrie) rentabler erscheinen ließen, mehrere neue große Brunnen in einem Gebiet mit geringerer Grundwasserhärte zu bauen.

Auch im „Wasserwerk Süd“ der Grazer Stadtwerke AG ist eine ähnliche Gütetendenz feststellbar, wie aus den Abbildungen 3 und 4 ersichtlich ist.

Um das Phänomen der zunehmenden Härte bei Auslaugung von Asche bei gleichzeitig wieder abnehmenden Chlorid- und Sulfat-

werten zu untersuchen, wurde eine Versuchsreihe durchgeführt, in der der zeitliche Verlauf des Inlösengehens einzelner Müllkomponenten festgelegt wurde.

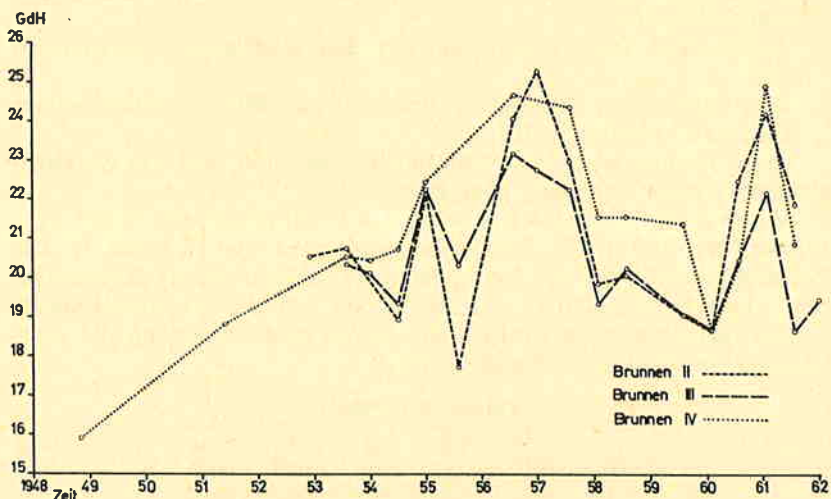


Abb. 3: Langzeitwerte der Gesamthärten aus drei Brunnen im Wasserwerk Graz-Süd.

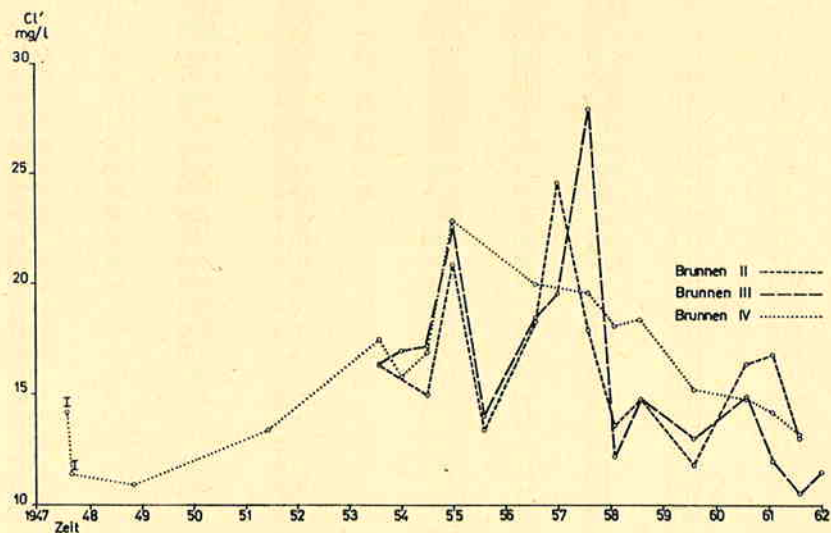


Abb. 4: Langzeitwerte der Chloridbestimmung aus drei Brunnen im Wasserwerk Graz-Süd.

Versuchsbedingungen:

Es wurden Rohre mit einem Durchmesser von rund 120 mm mit verschiedenen Gattungen Müllbestandteilen beschickt:

1. Haushaltsasche,
2. vierjähriger Pflanzenkompost aus den städtischen Gärtnereien und
3. eine Müllprobe, die durch Vierteln aus Müll verschiedenster Herkunft erhalten wurde.

Diese Proben wurden kontinuierlich beregnet und das durchgesickerte Wasser chemisch analysiert.

Versuch I: Haushaltsasche: 5,5 l, Schüttgewicht 0,432 kg/l, Wasserdurchfluß 1 l/h, Wassertemperatur 10 bis 12 Grad C. Die Berieselung erfolgte mit Leitungswasser, dessen eigene Konzentration nicht berücksichtigt wurde, da sie auf die Versuchsaussage keinen nennenswerten Einfluß hat, zumal auch im Boden die Auslaugung mittels Grundwassers erfolgt.

Tabelle 2 (Asche):

Laufzeit Stunden	pH	Alk. mVal/l	K. H. GdH	Ca mg/l	Mg mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ mg/l	Leitf. µS/cm
0,0	12,1	68,6	193	488	486	46,8	29560	842	68620
0,5	11,7	47,5	133	1264	113	38,0	14420	425	36120
1,0	11,5	40,6	112	1528	81	12,0	9100	330	22130
1,5	11,3	38,6	108	1200	—	14,4	4400	271	16430
2,0	11,1	37,1	104	979	—	14,0	2370	219	10600
3,0	11,1	37,0	103	833	24	14,8	1450	180	8440
3,5	11,1	37,0	103	864	—	10,0	1107	160	7882
4,0	11,1	36,3	101	864	21	8,4	946	141	7396
5,0	11,1	34,5	96	646	—	10,0	787	101	7055
5,5	11,1	32,0	90	729	54	7,2	680	119	6384
6,0	11,1	28,1	78	680	—	10,0	650	100	5571
6,5	11,1	23,9	67	547	94	11,6	527	97	4809
7,5	11,1	19,5	55	464	—	10,4	494	98	4206
8,0	11,0	15,4	43	395	—	10,4	522	95	3413
8,5	11,0	12,8	36	188	—	10,0	459	104	2892
21,5	11,0	6,2	17	214	—	6,8	382	—	1409
22,5	11,1	4,9	13	160	32	6,8	356	—	1347
23,0	11,2	4,9	13	189	—	6,4	384	—	1347
23,5	11,1	4,3	12	180	—	5,6	375	—	1347
24,5	11,1	4,4	12	176	—	8,0	348	—	1312
25,0	11,1	4,3	12	187	—	7,6	340	—	1281
25,5	11,1	4,3	12	180	—	8,8	234	—	1277
26,5	11,2	4,3	12	187	—	7,2	264	—	1273
27,0	11,2	4,3	12	182	—	8,8	328	—	1273
46,0	11,0	4,5	12	159	—	8,0	382	—	961
47,0	10,9	3,5	10	134	—	8,8	302	—	932
47,5	10,9	3,5	10	137	—	8,8	264	—	898
48,0	10,0	3,2	9	137	—	6,0	226	—	885

In Abb. 5, die den Versuch mit Haushaltsasche zeigt, wurde die zeitliche Veränderung des pH-Wertes, der Alkalität, der Karbonathärte, des Calciums und des Magnesiums im Sickerwasser festgehalten. Man kann dabei feststellen, daß der pH-Wert zu Beginn ein Maximum aufweist und dann mehr oder minder stetig abfällt, jedoch einen Wert von 10,9 im Zeitraum des Versuchs nicht unterschreitet.

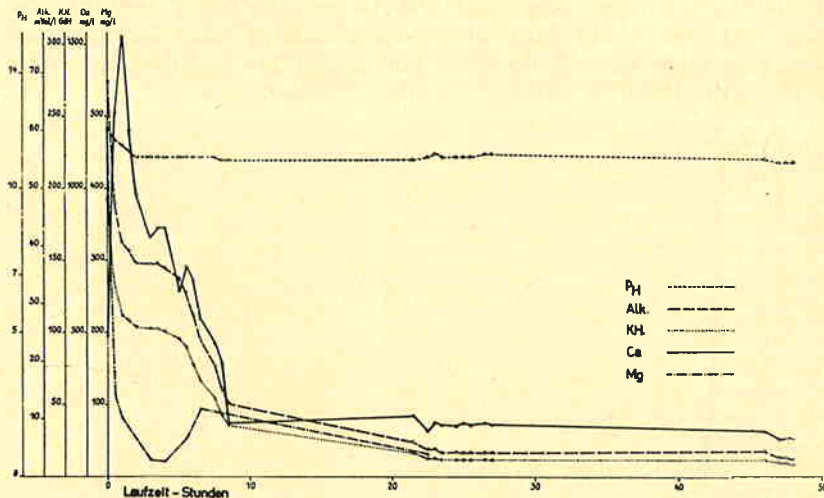


Abb. 5: Lösungsverlauf der Kationen beim Versuch I mit Haushaltsasche.

Die Alkalität und damit im Zusammenhang die Karbonathärte haben ebenfalls am Anfang ihren Höchstwert und nehmen, wie man ersieht, etwas langsamer ab als der Magnesiumgehalt, da die Magnesiumsalze sehr leicht löslich sind. Der Calciumgehalt erreicht erst ungefähr nach zwei Stunden seinen Höchststand und nimmt dann am langsamsten von allen Komponenten ab.

In Abb. 6 ist der Verlauf der Konzentrationsänderungen des durchgesickerten Wassers an Anionen dargestellt. Man kann erkennen, daß die Sulfat- und Nitratwerte anfänglich eine sehr hohe Konzentration aufweisen, die in der Folge sehr rasch abnimmt. Das ist darauf zurückzuführen, daß die in der Asche vorhandenen Alkalinitrate und Sulfate sehr leicht löslich sind und daher bereits in den ersten Fraktionen in Lösung gehen. Der Chloridwert nimmt nicht so rasch wie die anderen Komponenten ab. Die Schwankungen sämtlicher Werte in den Endstadien der Versuche sind darauf zu-

rückzuführen, daß das Wasserbaulaboratorium im Bereich der Mischzone zwischen Nord- und Süd-Werk von Graz liegt und daß das Beschickungswasser selbst im geringen Maße Schwankungen in seiner Zusammensetzung unterworfen ist.

Es sei hier ausdrücklich vermerkt, daß dieser eben beschriebene Versuch mit Haushaltsasche durchgeführt wurde, einer Asche also, die eine Temperatur von maximal 800 Grad C erreicht haben könnte. Daher sind Vergleiche mit Aschen, die höher geglüht sind, wie z. B. Asche aus Müllverbrennungsanlagen oder Dampfkesselanlagen, nicht anstellbar. Diese hochgeglühten Aschen zeigen teilweise grundsätzlich anderes Lösungsverhalten.

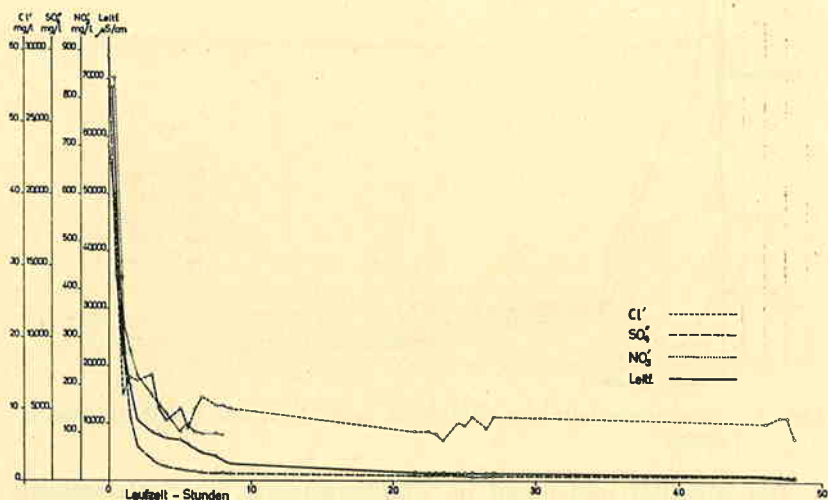


Abb. 6: Lösungsverlauf der Anionen beim Versuch I mit Haushaltsasche.

Versuch II: Vierjähriger Pflanzenkompost, Schüttgewicht 1,30 kg/l, Wassergehalt 68%, Wasserdurchfluß 2,5 l/h, Wassertemperatur 10 bis 12 Grad C, Versuchsanordnung wie bei Versuch I.

Tabelle 3 (Kompost)

Laufzeit Stunden	pH	Alk. mVal/l	K.H. GdH	Ca mg/l	Mg mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ mg/l	Leitf. µS/cm
0,0	7,4	3,60	10,08	574	115	189	640	1960	1815
0,1	7,7	4,68	13,10	182	28,8	50	292	722	1815
0,3	7,7	4,69	13,15	93,6	17,5	22,0	168	980	961
0,5	7,7	4,80	13,44	64,0	15,4	16,0	131	—	728
0,7	7,8	4,72	13,20	48,0	18,24	10,0	118	430	616

Laufzeit Stunden	pH	Alk. mVal/l	K. H. GdH	Ca mg/l	Mg mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ mg/l	Leitf. µS/cm
1,0	7,9	4,72	13,20	46,8	17,5	7	90	188	571
1,2	7,9	4,72	13,20	40,8	17,5	6	61	190	548
1,3	7,9	4,64	13,00	50,8	—	8,4	83	167	530
1,4	7,9	4,56	12,70	54,0	16,2	5,2	83	—	516
1,5	7,9	4,56	12,70	50,0	15,7	6,4	66	—	500
1,7	7,9	4,56	12,70	47,2	14,9	3,6	70	140	495
2,0	7,9	4,56	12,70	43,6	17,0	3,6	31	—	488
2,2	7,9	4,68	13,10	72,0	15,8	3,2	—	186	484
2,3	7,9	4,52	12,65	46,4	12,7	4,8	32	111	481
2,5	7,9	4,52	12,65	52,8	8,9	5,2	25	—	478
2,8	7,9	4,52	12,65	51,6	8,9	4,4	51	98	476
3,0	7,8	4,52	12,65	54,8	7,0	—	66	100	470
3,1	7,9	4,52	12,65	68,8	3,4	3,6	42	110	470
3,3	7,8	4,52	12,65	58,4	10,8	4,0	52	—	468
3,5	7,8	4,52	12,65	57,6	11,5	3,6	58	98	463
3,7	7,8	4,52	12,65	56,8	13,0	3,6	56	105	460
4,0	7,8	4,52	12,65	57,2	13,2	3,2	106	150	455
6,5	7,8	4,52	12,65	65,2	14,9	3,6	101	93	432
6,7	8,1	4,44	12,40	69,2	18,5	3,6	—	92	429
7,0	8,0	4,44	12,40	75,0	14,6	4,0	77	90	429
7,3	7,9	4,40	12,32	68,8	18,2	4,0	77	90	429
7,5	7,9	4,32	12,10	64,0	21,1	4,0	71	107	429
8,0	8,0	4,36	12,15	60,0	22,6	4,4	76	87	426
8,5	8,0	4,36	12,15	60,0	22,6	4,4	32	66	426
10,0	7,8	4,36	12,15	60,0	23,5	4,4	—	—	423
23,0	7,9	4,40	12,32	—	—	5,6	60	—	—
28,0	7,9	4,40	12,32	87,2	12,2	5,6	—	98	—
35,0	8,0	4,40	12,32	83,2	13,2	5,2	—	97	—
50,0	8,0	4,40	12,32	83,2	13,2	5,2	—	—	—

In der zweiten Versuchsserie wurde ein vierjähriger Pflanzkompost untersucht, und man kann aus Abb. 7 ersehen, daß eigentlich nur im ersten Augenblick eine Beeinflussung des durchgesickerten Wassers erfolgt. Die Magnesium- und Calciumsalze, die als Chloride, Sulfate und Nitrate vorliegen, werden sehr rasch gelöst und nach kurzer Zeit wird die Beeinflussung praktisch nicht mehr merkbar. Der pH-Wert-Verlauf zeigt eine Eigenart. Bei anfänglicher Tiefe erreicht er alsbald die Höhe des Leitungswassers, was darauf zurückzuführen ist, daß die sauren Bodenbestandteile (Huminsäuren usw.) sehr rasch in Lösung gehen. In Abb. 8 ist die Konzentrationsänderung der routinemäßig bestimmten Anionen graphisch dargestellt. Auch hier kann man erkennen, daß vornehmlich nur in der ersten Zeit eine stärkere Auslaugung stattfindet. Naturgemäß liegt der Nitratwert bei Kompost wesentlich höher als bei Asche.

Versuch III: Hausmüll: Schüttgewicht 0,82 kg/l Wasserdurchflusssmengen 5 l/h, Temperatur 10 bis 12 Grad C, Versuchsanordnung wie bei I und II.

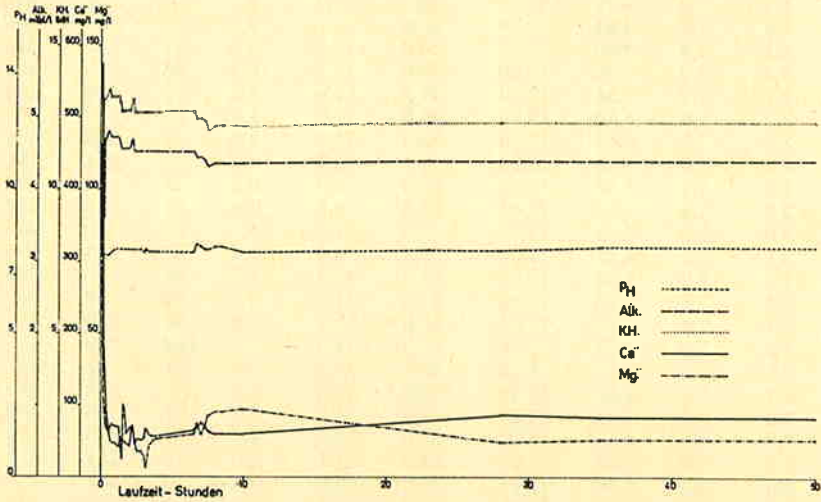


Abb. 7: Lösungsverlauf der Kationen beim Versuch II mit Kompost.

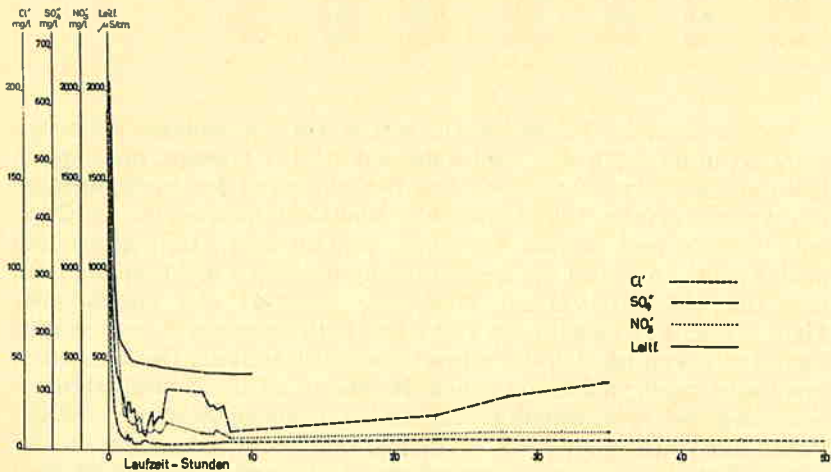


Abb. 8: Lösungsverlauf der Anionen beim Versuch II mit Kompost.

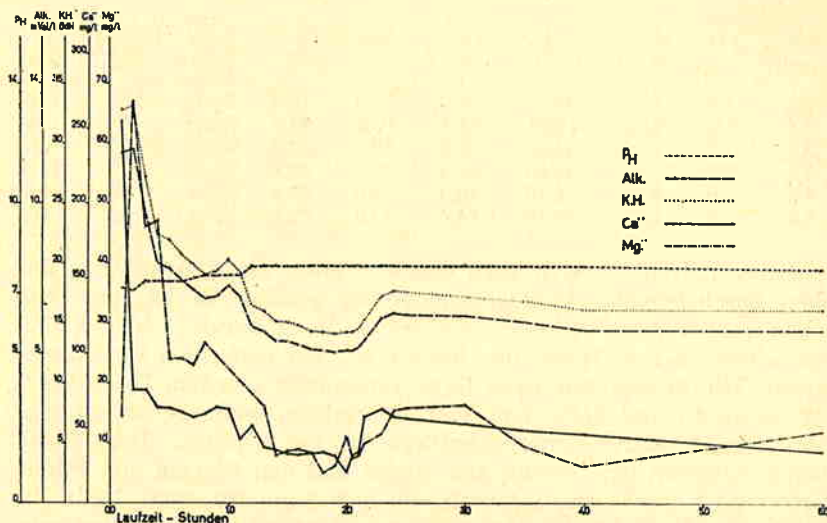


Abb. 9: Lösungsverlauf der Kationen beim Versuch III mit Hausmüll.

Tabelle 4 (Hausmüll)

Laufzeit Stunden	pH	Alk. mVal/l	K. H. GdH	Ca mg/l	Mg mg/l	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	KMnO ₄ mg/l	Leitf. µS/cm
0,1	7,2	11,68	32,80	255,6	14,6	1244,0	39,7	587	5460
0,2	7,1	11,80	33,04	75,2	67,2	1132,8	37,2	522	5070
0,3	7,4	9,68	27,16	75,2	46,3	836,4	16,7	406	3970
0,4	7,4	8,00	22,40	64,0	47,3	558,4	13,0	303	2670
0,5	7,4	7,81	21,86	63,2	24,0	506,4	5,3	308	2940
0,6	7,4	7,44	20,76	60,4	24,7	437,6	2,8	233	2700
0,7	7,5	7,12	19,90	57,2	23,3	358,8	2,8	226	2430
0,8	7,6	6,81	19,04	59,2	26,6	272,0	2,8	219	1970
0,9	7,6	6,88	19,32	64,0	24,5	284,0	2,7	198	2370
1,0	7,6	7,24	20,25	62,8	—	204,4	2,5	221	2280
1,1	7,6	6,88	19,32	42,8	—	138,4	2,4	187	1490
1,2	7,9	5,88	16,50	51,6	—	89,6	1,3	119	1220
1,3	7,9	5,72	16,00	37,2	16,1	55,2	—	88	940
1,4	7,9	5,40	15,12	35,2	7,9	—	1,7	69	726
1,5	7,9	5,40	15,12	32,4	8,6	38,0	—	85	726
1,6	7,9	5,28	14,81	32,0	8,9	34,8	2,6	46	726
1,7	7,9	5,12	14,33	32,8	8,4	32,8	10,0	48	726
1,8	7,9	5,08	14,28	33,6	5,0	21,6	7,6	40	688
1,9	7,9	5,04	14,13	31,2	6,2	26,8	10,5	44	680
2,0	7,9	5,08	14,28	22,4	11,0	27,6	9,5	41	678
2,05	7,9	5,08	14,28	31,6	7,4	28,4	8,4	48	678
2,1	7,9	5,20	14,56	33,6	7,9	30,4	10,5	52	688
2,15	7,9	5,44	15,20	57,2	9,8	44,4	Spur	60	1110
2,3	7,9	6,16	17,30	62,4	11,5	66,0	Spur	96	1200

Laufzeit Stunden	pH	Alk. mVal/l	K. H. GdH	Ca mg/l	Mg mg/l	Cl mg/l	NO ₃ mg/l	KMnO ₄ mg/l	Leitf. µS/cm
2,4	7,9	6,32	17,70	57,2	15,4	68,4	Spur	91	1200
2,5	7,9	6,28	17,64	56,4	15,8	63,6	Spur	94	1140
3,0	7,9	6,24	14,40	52,8	16,3	62,8	Spur	97	1080
3,5	7,9	6,04	16,90	48,4	9,4	53,6	Spur	92	1030
4,0	7,9	5,76	16,15	46,0	6,0	63,6	Spur	75	930
6,0	7,8	5,76	16,15	34,4	12,0	79,2	Spur	62	820

Beim dritten Versuch wird das Verhalten von Hausmüll in der oben beschriebenen Versuchsanordnung gezeigt. Es ist dies, wie schon vorher erwähnt, eine Müllprobe, die dadurch entstand, daß aus verschiedenen Teilen der Steiermark bei laufenden Entnahmetouren Müllproben mit nach Graz genommen wurden. Diese wurden gemischt und nach dem Viertelverfahren weiterbehandelt, um eine repräsentative Durchschnittsprobe zu erhalten. Die Werte liegen zwischen den Werten der Asche und den Werten von Pflanzkompost (nicht zu verwechseln mit kompostiertem Müll, in welchem noch in großen Mengen Aschenbestandteile enthalten sein können). Wie dieser Versuch zeigt, erkennt man auch hier eine rasche Zunahme der Erdalkalibestandteile, die dann sukzessiv abnehmen, und der pH-Wert zeigt auch hier deutlich den anfänglichen Tiefpunkt, der durch die Huminsäuren hervorgerufen wird. Die Karbonathärte weist einen allmählichen Abfall auf.

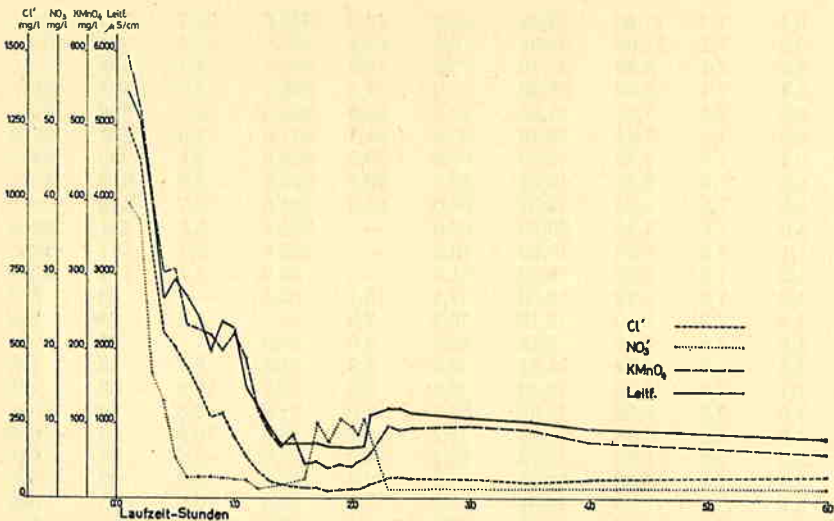


Abb. 10: Lösungsverlauf der Anionen beim Versuch III mit Hausmüll.

Bei den in Abbildung 10 dargestellten Anionen spiegeln sich die vorher gezeigten Kurven ähnlich wider. Man sieht auch hier, daß die leicht löslichen Anteile rasch ausgewaschen werden und daß auch, wie bei diesem Versuch durchgeführte Analysen (Kaliumpermanganatverbrauch) beweisen, der Anteil der organischen Substanz ziemlich rasch in einen stationären Zustand übergeht.

Die Versuche I, II und III wurden zur Kontrolle ein zweites Mal durchgeführt. Die erhaltenen Werte bestätigen die ersten Versuche.

Wie aus den beschriebenen Versuchen I, II und III ersichtlich ist, ist das Phänomen der Aufhärtung des Grundwassers von Mülldeponien in Schottergruben grundwasserstromabwärts bei gleichzeitiger Abnahme der Chlorid- und Sulfatwerte erklärbar.

Die leicht löslichen Substanzen werden durch das Grundwasser sofort ausgelaugt und durchfließen den Grundwasserträger sozusagen im Schwall, während die Calcium- bzw. Calciumoxydwerte länger ansteigen können, da durch den biochemischen Abbau organischer Müllbestandteile im Bereiche des Grundwassers große Mengen Kohlensäure entstehen, die in der Folge das an sich schwer lösliche Calciumkarbonat in Lösung bringen.

So werden unterhalb von Müllagerstätten zuerst hohe Werte von Gesamthärte entstehen, die verhältnismäßig rasch abklingen, während die Karbonathärte noch sehr lange ansteigt. Wenn also an örtlich begrenzten Stellen, z. B. in aufgelassenen Schottergruben, an einem Punkt große Mengen von auslaugbarer Substanz gelagert werden — und Müll ist, das sei nachdrücklich betont, eine weitgehend auslaugbare Substanz —, so werden von diesem Punkt in der Richtung des Grundwasserfließens Konzentrationsfahnen auftreten. Es wird in den meisten Fällen nicht zu umgehen sein, auch aus solchen Gebieten, in denen der Salzgehalt des Grundwassers durch Müll erhöht wurde, Brauchwasser zu fördern. Eine theoretische Überlegung ergibt, daß eine Müllagerstätte — wie die bei der Don-Bosco-Kirche, in der nahezu das Müllaufkommen der Stadt Graz aus zehn Jahren deponiert ist —, die einen Inhalt von ca. 1 Mill. Tonnen Müll hat, bei 30% auslaugbarer Substanz rund 300.000 Tonnen Aufhärtungsmittel, also lösliche Substanz, enthält. Man könnte damit rund 10^{13} l Wasser um einen deutschen Härtegrad aufhärten. Das sind 10^{10} m³ Wasser. Da die Stadt Graz zur Zeit rund 17 Mill. m³ Wasser verbraucht, könnte man also theoretisch durch diese Mülldeponie den Wasserbedarf von Graz auf rund 2000 Jahre um einen deutschen Härtegrad erhöhen. Diese Überlegung soll aber wirklich nur theoretisch angestellt werden, da ja nur ein geringer Bruchteil des Grund-

wasserstromes durch die Wasserwerke erschroten wird. Wohl aber ist ohne zu dramatisieren davor zu warnen, das Grundwasser durch derart unüberlegte Schüttungen in einem Maße zu gefährden, das einen sehr großen volkswirtschaftlichen Verlust hervorrufen kann. Wie schon vorher ausgeführt, ist dem Verfasser ein Brunnen bekannt, der wegen zu hoher Härte bereits stillgelegt werden mußte. Es sind Anlagen vorhanden, die speziell bei Wäschereien, Dampfkesselbetrieben usw. mit größer dimensionierten Aufbereitungsanlagen ausgestattet werden mußten.

Als Lösung für dieses ungemein wichtige und komplexe Problem kommen in Frage:

1. Eine weiträumige oberflächliche Lagerung der auslaugbaren Substanz. Dies ist praktisch nur durch Kompostierung des Mülls und Verwendung des Müllkomposts in der Landwirtschaft möglich. Wie weit die Landwirtschaft bereit ist, Müllkompost aufzunehmen, und welche Aufnahmekapazität sie letztlich hat, müßte Gegenstand weiterer Untersuchungen sein. Vorerst dürfte die Verteilung des Müllkomposts an die Landwirtschaft noch auf Schwierigkeiten stoßen, obwohl gerade durch die Zufuhr von pflanzeneigenen Substanzen der Haushalt des Produktionsbodens sehr günstig beeinflusst werden könnte.
2. Eine Lagerung auf dichtem Untergrund gegenüber dem Grundwasser. Dafür kämen z. B. aufgelassene Lehmgruben in Frage. Jedoch ist dabei zu beachten, daß die Sohle der Lehmgrube noch aus dichtendem Lehm besteht und nicht bereits eine Schotter-schicht ist.
3. Eine Lagerung derart, daß die Auslaugungsprodukte nicht in das Grundwasser gelangen können, sondern in ein Oberflächen-gewässer abgeleitet werden. Ein Fluß verträgt ohne weiteres eine Aufhärtung um einen halben deutschen Härtegrad. Während im Flußwasser solche Salzbelastungen nach Starkregen von verhält-nismäßig kurzer Dauer und geringer Intensität sind, sich also nicht schädigend auf das Gewässer auswirken werden, können sie, wie im Vorhergehenden ausgeführt, im Grundwasser ver-herende Folgen nach sich ziehen.
4. Eine Verbrennung des Mülls in Müllverbrennungsanlagen. Es ist jedoch auch hier zu beachten, daß die Schlacke aus den Müll-verbrennungsanlagen, sofern diese nicht sehr hoch geglüht ist und noch zum Teil löslich ist, in Deponien gelagert wird, die gegenüber dem Grundwasser eine weitgehende Abdichtung be-sitzen. Wieweit Schlacke aus Müllverbrennungsanlagen das

Grundwasser beeinflusst, wird Gegenstand in nächster Zeit durchzuführender Untersuchungen sein.

Es sei an dieser Stelle nochmals an alle mit dem Müllproblem befaßten Stellen appelliert, der Bedeutung des Mülls für das Grundwasser in Zukunft größeres Augenmerk zu widmen und zu bedenken, daß jede Lagerung von Müll über oder im Grundwasserträger die Gefahr einer starken Beeinflussung unseres Grundwassers mit sich bringt.

Zusammenfassung

An verschiedenen Stellen wurden Beobachtungen gemacht, daß das Grundwasser durch Mülldeponien im Bereiche des Grundwasserträgers Aufhärtungen erleidet.

An Hand der Verhältnisse in Graz, wo durch eine Mülldeponie Aufhärtungen auf rund das Doppelte der ursprünglichen Härte im Grundwasserstrom auftraten, werden Untersuchungsergebnisse einiger Brunnen über mehrere Jahre dargestellt. In einer Reihe von Laboratoriumsversuchen, in denen einzelne Müllkomponenten, wie Haushaltsasche, Pflanzenkompost und Hausmüll einer gesonderten Lösungsuntersuchung zugeführt wurden, konnten die in der Natur auftretenden Erscheinungen dargestellt werden. Dabei wurde festgestellt, daß bei Haushaltsasche eine starke Aufhärtung, bei Kompost und Hausmüll eine Senkung des pH-Wertes eintritt.

Abschließend werden vier Vorschläge gemacht, die Aufhärtungserscheinungen im Grundwasser zu verhindern, und zwar:

1. Eine weiträumige oberflächliche Lagerung des Mülls;
2. eine Lagerung auf dichtem Untergrund, z. B. in Lehmgruben;
3. eine Lagerung derart, daß die Auslaugungsprodukte nicht in das Grundwasser gelangen können, z. B. oberflächliche Halden auf dichtem Untergrund mit Grundabfluß zu einem Oberflächengewässer, und
4. die Müllverbrennung.

Literaturnachweis

- BILEK, P.: Eine Müllstudie für die Steiermark. Bericht der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung 2/1964. Amt der Steierm. Landesregierung, Landesbaudirektion, Fachabt. IIIa (Wasserbau).
- DENNER, J.: Trümmerschuttablagerungen und Schutzgebiete für Wasserversorgungsanlagen. Gas-Wasserfach, 92, 14, München 1951.

STUNDL, K.: Einfluß von Industrieablagerungen auf das Grundwasser.
Kurzreferat aus der Vortragsreihe „Die Beseitigung fester Stoffe aus
Siedlungen und Industriebetrieben“, Graz 1962.

TRONKO, W.: Die wasserwirtschaftliche Rahmenplanung im Mürztal. Steir.
Beitr. Hydrogeol., NF, 14, Graz 1963.

Grazer Stadtwerke AG: Laufendes Analysenprotokoll.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. LEOPOLD ZWITTNIG, Graz, Landhausgasse 7.