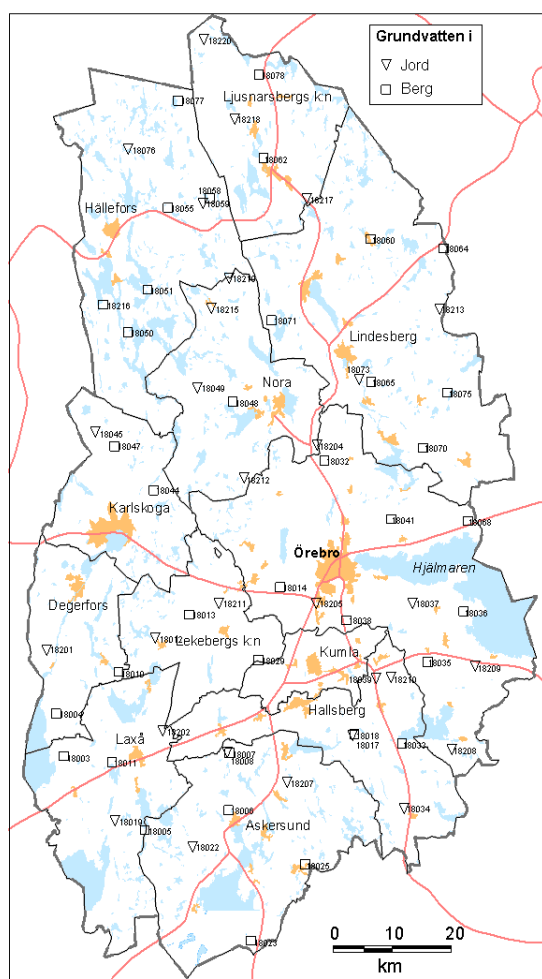


Grundvattenövervakning i Örebro län

- sammanställning och utvärdering av grundvattenanalyser 1991 och 2002



Lars-Ove Lång, Jonas Gierup och Sven-Eric Gradstock, SGU

Förord

Denna rapport redovisar resultat från analys av grundvattnets kemiska sammansättning i 66 grundvattenprovpunkter i Örebro län. Provtagningen utfördes i september 2002. Prov från samma lokaler analyserades även 1991. Resultat från de båda undersökningarna har jämförts och tendenser till förändrad kemisk sammansättning mellan åren anges.

Syftet med undersökningen är att beskriva geografiska och i möjligaste mån tidsmässiga variationer i grundvattnet när det gäller försurningstillståndet samt halter av näringsämnen och metaller. Resultatet från undersökningen kan användas som underlag för regionalt mål-, åtgärds- och uppföljningsarbete.

Resultat från 1991 års undersökningar har tidigare presenterats i rapporten: ”Grundvattenkartor – beskrivning till kartan över grundvattnet i Örebro län, SGU Serie Ah nr 20, Uppsala 2000”.

Projektet har finansierats av Länsstyrelsen, som har ansvarat för projektets uppläggning och genomförande. Projektledare har varit Pelle Grahn, Länsstyrelsen. Det operativa arbetet har utförts av Lars-Ove Lång, Jonas Gierup och Sven-Eric Gradstock, SGU.

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta inte kan åberopas som representerande Länsstyrelsens ståndpunkt.

Örebro i september 2003

Jan Johansson
Miljöskyddsdirektör

Sammanfattning

Denna rapport redovisar resultat från analys av grundvattnets kemiska sammansättning i 66 lokaler i Örebro län. Provtagningen utfördes i september 2002. Prov från samma lokaler analyserades även 1991. Resultat från de båda undersökningarna ingår och tendenser till förändrad kemisk sammansättning mellan åren anges.

Följande analysvariabler ingår i studien: pH, konduktivitet, kalcium, magnesium, natrium, kalium, alkalinitet, sulfat, klorid, fluorid, summa nitrit+nitratkväve, ammoniumkväve, järn, mangan, aluminium, zink, arsenik och kadmium.

Undersökningen omfattar 29 lokaler i jord (grävda brunnar och naturliga källor) samt 37 lokaler i berg (bergbörade brunnar och en källa). Lokalerna är fördelade inom hela länet. Programmet omfattar grundvatten från olika jordarter, bergarter, brunnsdjup, etc. Risk för lokal påverkan av olika mänsklig aktivitet (ex. jordbruk, vägar) är också varierande. Detta medför att undersökningen omfattar grundvatten med mycket skiftande kemisk sammansättning. Grundvatten från grunda brunnar och källor i jord med tunna jordtäcken har vanligen lägst halter med lösta ämnen. Lokaler med denna typ av grundvatten återfinns i länets norra, västra och sydöstra delar. Grundvattnet i berg har genomsnittligt högre halter lösta ämnen (högre jonstyrka) än i jord. I området Örebro-Kumla-Hallsberg-Hjälmaren finns de mest jonstarka grundvattnen. Detta gäller både grundvatten i jord och berg, vilket framgår av några av de ingående lokalerna.

För de flesta lokaler och variabler är skillnaderna mellan 1991 och 2002 års resultat begränsade. En enkel jämförelse, som inte är statistiskt belagd, har gjorts mellan 1991 och 2002 års data. Sett till tendenserna för samtliga lokaler är det vanligaste att natrium och alkalinitet (i jord och berg) och konduktivitet (endast i berg) har ökat, medan fluorid (i jord och berg) och magnesium (endast i jord) minskat. pH har minskat, främst i jord. För de brunnar där nitrat förekommer i viss mängd ökar halten i 19 lokaler och minskar i 12 lokaler. Av de undersökta variablerna är det nitrat, natrium och klorid som anses kunna indikera mänsklig påverkan.

Två faktorer antas vara de viktigaste för de förändringar som förekommer i grundvattnets kemiska sammansättning under perioden 1991 till 2002. Den första faktorn är förändringar i lokal påverkan på grundvattnet genom jordbruk, väghållning, etc. Påverkan kan vara fortgående eller så har tidigare förändringar nu givit effekt i grundvattnets sammansättning. Den andra faktorn är att grundvattnet kan ha fått en delvis annan kemisk karaktär genom förändring i tillrinning till brunnen eller källan under perioden. Orsaken kan vara naturlig eller genom att grundvattenuttag förändrats.

Lokaler ingående i undersökningen kan utgöra en grund för fortsatt övervakning av grundvattnets kemiska sammansättning i länet. En uppdelning av de 66 lokalerna har gjorts utgående från bedömd lokal mänsklig påverkan på grundvattnets sammansättning. Vid 45 lokaler antas påverkan vara liten eller saknas. Vissa av dessa har bedömts mera lämpliga än de övriga att ingå i fortsatt övervakning av naturliga grundvatten. Resterande 21 lokaler visar påverkan genom stora tidsmässiga förändringar (eller vid ett tillfälle höga halter) av antingen nitrat och/eller natrium och klorid. Påverkade grundvatten kan också bli föremål för övervakning.

Innehållsförteckning

	sid
Sammanfattning	1
Innehållsförteckning	2
1. Inledning	3
2. Metodik	3
2.1 Insamling och provtagning	3
2.2 Analysmetoder	4
2.3 Utvärdering	4
3. Lokaler	6
4. Jonbalans	7
5. Resultat	8
5.1 Analysresultat 1991 och 2002	8
5.2 Sammanfattning lokaler	27
5.3 Sammanfattning trender	27
6. Framtida grundvattenövervakning	28
6.1 Utgångspunkter	28
6.2 Förslag lokaler	28
7. Referenser	30
Bilaga 1. Information om lokaler – jord	31
Bilaga 2. Information om lokaler – berg	32

1. Inledning

Övervakning av grundvattnets kemiska sammansättning bedrivs i Sverige både på nationell, regional och lokal nivå. Två typer av undersökningsmetodik har varit vägledande, 1) *intensiva mätprogram* med regelbunden provtagning i ett fåtal lokaler en eller flera gånger per år, och 2) *extensiva mätprogram* som omfattar ett större antal lokaler med några års mellanrum mellan provtagningstillfällena.

Länsstyrelsen i Örebro län har valt att på regional nivå följa utvecklingen i form av extensiv övervakning. Kemisk provtagning av brunnar och källor utfördes i samband med SGUs kartläggning av grundvattnet i länet 1991 (Pousette m.fl. 2000). SGU har fått i uppdrag av Länsstyrelsen att under hösten 2002 utföra förnyad provtagning av samma lokaler som 1991. Denna rapport redovisar resultaten från 2002 års mätningar samt förändringar sedan förra provtagningen 1991.

Örebro län kännetecknas av mycket varierande geologiska förhållanden. De aktuella provlokalerna återspeglar detta. Allt från grunda brunnar och källor i länets höjdområden till bergborrade brunnar i den sedimentära berggrunden ingår. Resultaten visar på mycket jonsvaga till jonstarka grundvatten med helt skilda förutsättningar vad gäller grundvattnets uppehållstid i marken och orsaker till påverkan av vattenkvalitén.

2. Metodik

2.1 Insamling och provtagning

Studien inleddes med en genomgång av insamlade uppgifter från 1991. Provtagningen 1991 omfattande grundvatten från 102 st borrhade brunnar, grävda brunnar eller källor.

Inför fältprovtagningen, som utfördes i september 2002, togs telefonkontakt med kända fastighetsägare. Resterande av de 102 lokalerna uppsöktes direkt i fält (främst naturliga källor). Totalt bedömdes 66 st lokaler lämpliga för provtagning 2002 (bilagorna 1 och 2). Vanligaste orsaken till att lokaler utgick var brist på vattenomsättning i brunnarna genom att dessa inte längre används. Flera ägare kunde inte heller nås, tveksamhet rådde i några fall om brunnar och källors kvalitet och några källor hade sinat. Vid sex bergbrunnar hade filter installerats och vattenprov kunde inte tas före filter.

Provtagningen i fält utfördes enligt samma metodik som 1991. För lokaler i jord togs vattenprovet direkt ur källorna eller med hämtare från grävda brunnar. Vatten från bergborrhade brunnar erhöles från tappkran efter spolning så nära brunnen som möjligt. I samtliga fall togs prov på råvatten före eventuella filter, vanligen ur tappkran i köket.

Två flaskor fylldes med provvatten, en för analys av huvudvariablerna och en för analys av övriga metaller ingående i undersökningen. Flaskorna transporterades svalt till Miljöanalyslaboratorium i Uppsala.

2.2 Analyismetoder

Tabell 1 redovisar utförda analyser och använd metod. För sju av proven har inte metallanalyser utförts (lokalerna 18055, 18058, 18059, 18077, 18078, 18218 och 18220).

Tabell 1. Sammanställning av analysvariabler och analysmetoder (Inst. för miljöanalys 2002).

Analysvariabel	Analysmetod	Referens
pH	SS 028122-2 mod	
Konduktivitet	SS-EN 27 888-1	
Kalcium	SS-EN ISO 11885 utg 1	Vista Ax instrumentmanualer
Magnesium	SS-EN ISO 11885 utg 1	Vista Ax instrumentmanualer
Natrium	SS-EN ISO 11885 utg 1	Vista Ax instrumentmanualer
Kalium	SS-EN ISO 11885 utg 1	Vista Ax instrumentmanualer
Alkalinitet	SS-EN ISO 9963-2 utg. 1 mod	
Sulfat	SS-EN ISO 10304-1 utg.1 mod	Manual till supressorkolonn.
Klorid	SS-EN ISO 10304-1 utg.1 mod	Manual till supressorkolonn.
Fluorid	SS-EN ISO 10304-1 utg.1 mod	Manual till supressorkolonn.
Summa nitrit- + nitratkväve	SS 028133-2	Bran Luebbe Method No.: J-002-88B
Ammoniumkväve	SIS 028134-1	Bran Luebbe Method No.: G-176-96 Rev.1 för AIII
Järn	SS-EN ISO 11885 utg 1	Vista Ax instrumentmanualer
Mangan	SS-EN ISO 11885 utg 1	Vista Ax instrumentmanualer
Aluminium	ICP-MS	ELAN 6000 Instrumentmanualer
Zink	ICP-MS	ELAN 6000 Instrumentmanualer
Arsenik	ICP-MS	ELAN 6000 Instrumentmanualer
Kadmium	ICP-MS	ELAN 6000 Instrumentmanualer

2.3 Utvärdering

Gruppering

Skilda hydrogeologiska förutsättningar vid lokalerna medför mycket varierande resultat i grundvattnets kemiska sammansättning. Grundvattnet från varje lokal har sin speciella kemiska karaktär. Lokalerna kan därför grupperas på ett antal olika sätt vid redovisningen av resultaten.

Naturvårdsverket (1999) har angivit bedömningsgrunder för miljökvalitet i grundvatten. Indelning sker i tre steg; geografiska regioner, grundvattenmiljöer och därefter i brunnsdjup (grunda eller djupa brunnar). Det blir många grupper och få lokaler i varje grupp om indelningsgrunderna används i denna undersökning.

Här har valts ett mer översiktligt sätt att indela lokalerna för att återspegla den hydrogeologiska miljön. Den baseras liksom bedömningsgrunderna på vattnets uppehållstid i marken. Först uppdelas lokalerna i jord respektive berg. Därefter indelas lokalerna i berg indelats i grupp Berg A och grupp Berg B utifrån analysvärden på pH och alkalinitet 2002 (tabell 2). Generellt kan sägas att högre pH och alkalinitet innebär länge uppehållstid i marken, förutsatt en liknande mineralogisk sammansättning. Avvikelse sker främst där

kalkhaltig jord eller berggrund förekommer, då ökningen av pH och alkalinitet är betydande även vid kort uppehållstid. Indelningsgrunden utgående från uppehållstid indikerar bland annat grundvattnets motståndskraft mot försurning och risk för påverkan av mänsklig verksamhet på grundvattnet.

Tabell 2. Indelning av lokalerna i grupperna Jord, Berg A och Berg B.

Grupp	Omfattar	Antal	Kriterie analysresultat 2002
Jord	Grävda brunnar, källor	29	Samtliga
Berg A	Bergborrade brunnar	19	pH <7,50, ej alkalinitet >200 mg/l
Berg B	Bergborrade brunnar	18	pH >7,50 och/eller alkalinitet >200 mg/l

Ett alternativt sätt att beskriva grundvattnet i berggrunden är att utgå från angiven bergart vid respektive brunn. De flesta lokaler är bergborrade brunnar i granit, gnejs och metavulkanit, medan enstaka brunnar är anlagda i sandsten, kalksten, m.fl. bergarter. När analysresultat från bergborrade brunnar anlagda i granit+gnejs jämförs med resultaten från de övriga bergborrade brunnarna erhålls mycket begränsade skillnader i grundvattnets kemiska sammansättning (avser 2002 års analyser). Detta resultat antyder att mineralogiska variationer mellan och inom de bergarter där de flesta brunnar är anlagda inte ger något betydande utslag i berggrundvattnets kemiska sammansättning.

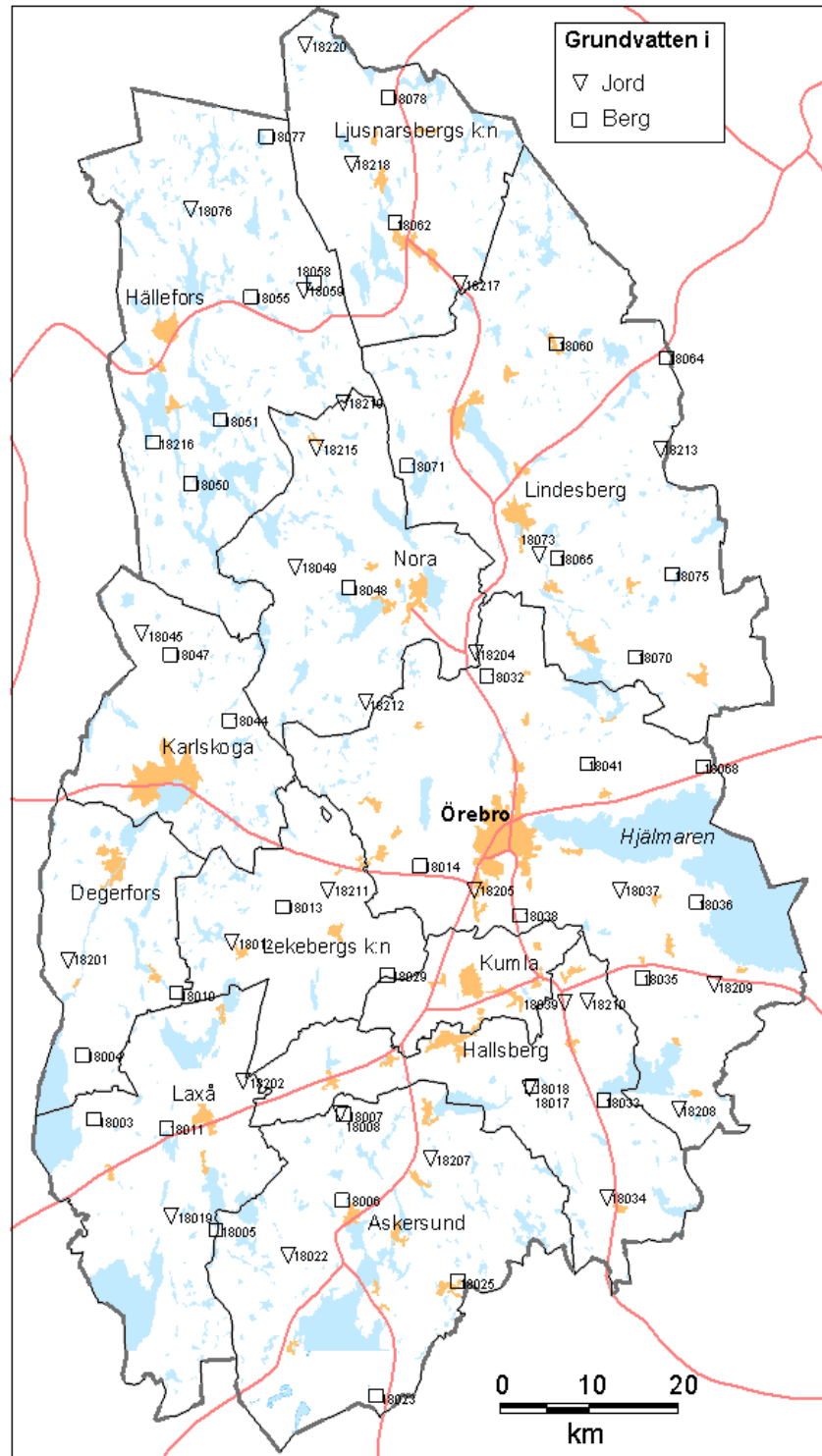
Resultatredovisning

I figurerna 3-21 anges analysresultaten från 1991 och 2002 i kartform med färgsymboler för varje enskild lokal och analysvariabel. För varje analysvariabel finns i anslutning till kartan en tabell med medianvärde och två kvartiler (25 %-värde och 75 %-värde i fördelningen) för 2002 års resultat (tabellerna 3-21). Analys av arsenik utfördes ej 1991. Analyserna av kadmium 1991 bedöms osäkra och redovisas ej.

För att sammanfatta tendenser i förändringar redovisas för de flesta analysvariabler antalet lokaler med minst 10 % högre eller lägre värde 2002 mot 1991 (ingår i tabellerna 3-13). För pH, som logaritmiskt värde, används 5 %. Resultat redovisas för grupperna Jord, Berg A respektive Berg B. Indikation på förändring anges som %-andel av lokalerna inom respektive grupp. Denna redovisning av förändringar sker inte för de analysvariabler där ett stort antal värden ligger nära eller under detektionsgräns (ammonium, nitrit+nitrat, järn, mangan, aluminium och kadmium) eller där halterna är mycket låga eller saknas för 1991 (arsenik, kadmium och zink). Det sätt att redovisa förändringar som valts här innebär att relativt små förändringar framgår. Metoden innebär ingen statistiskt utvärdering, utan indikerar tendenser som bl.a. kan användas vid bedömning av fortsatt övervakning.

3. Lokaler

I bilagorna 1 och 2 ges grundläggande information om de 66 lokalerna. Figur 1 visar var lokalerna är belägna inom länet. Det framgår att dessa är väl spridda inom länet med minst tre lokaler inom varje kommun.



Figur 1. Karta över lokalernas läge i länet.

4. Jonbalans

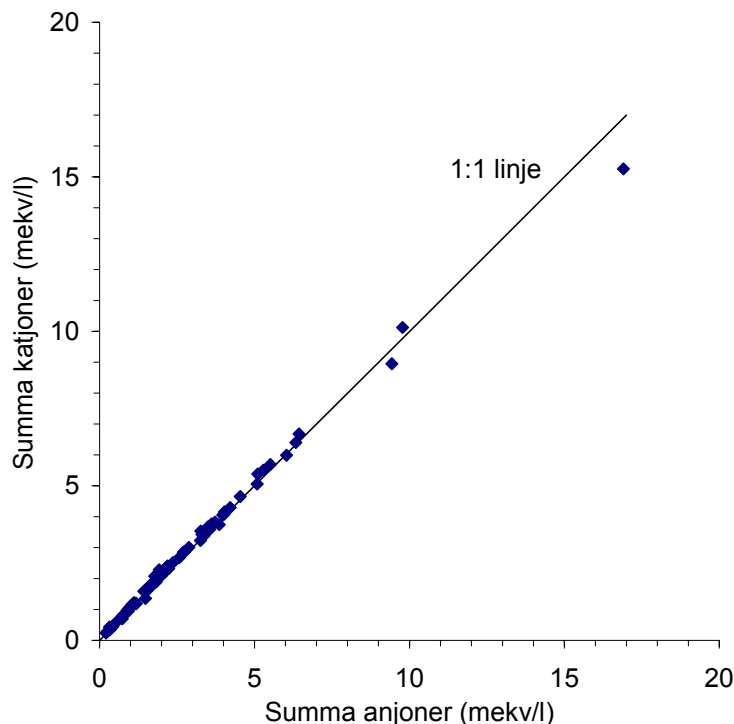
Beräkning av jonbalanser utförs för att kontrollera tillförlitligheten hos en vattenanalys. I jonbalansberäkningarna summeras på laddningsbasis (i enheten mekv/l) halterna av de positivt laddade katjonerna respektive de negativt laddade anjonerna. Därefter jämförs jonsummorna. Jonsummorna för de positiva och negativa jonerna skall idealiskt vara samma. Omräkning från mg/l till mekv/l sker för respektive jon genom att halten i mg/l divideras med jonens molvikt för att erhålla halten i mmol/l. Därefter multipliceras halten i mmol/l med jonens laddning för att erhålla halten i mekv/l.

De analysvariabler som här använts för beräkningarna och som helt dominerar jonsummorna är:

Katjoner: kalcium, magnesium, natrium och kalium.

Anjoner: alkalinitet (som vätekarbonat), klorid, sulfat samt nitrit+nitrat (som nitrat).

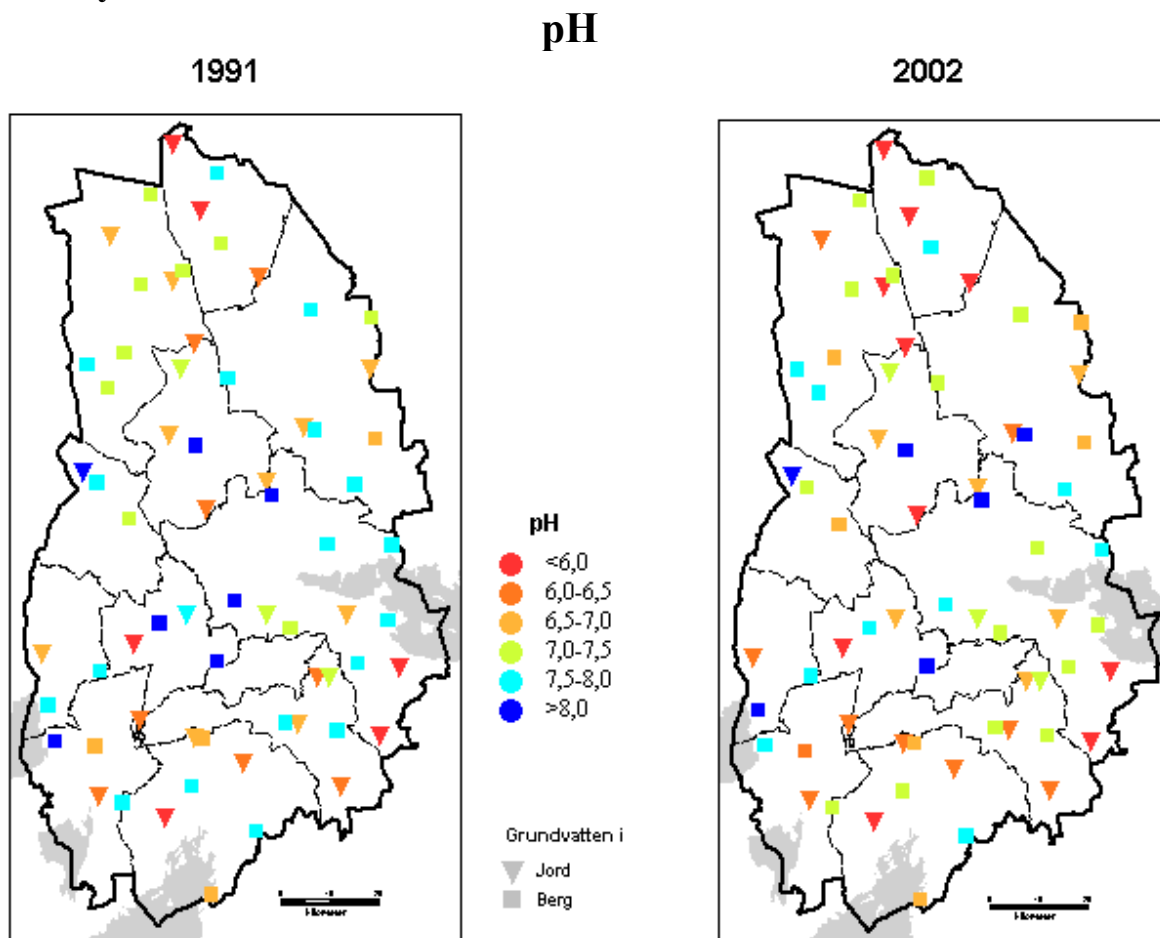
Figur 2 visar att balansen mellan katjonerna och anjonerna generellt är mycket god. I totalt 11 av 66 prov avviker jonsumman >10 %. I två av dessa är avvikelserna >15 %. Halten av katjoner dominerar vanligen något, men för den lokal som har i särklass högst jonstyrka (18018) dominerar anjonerna. De avvikelser som förekommer bedöms vara av liten betydelse för undersökningen som helhet. De analyser som är utförda på 2002 års prover och som ingår i jonbalansberäkningen anses därför ha god tillförlitlighet.



Figur 2. Jonbalansberäkning. Summan av dominerande katjoner och anjoner för respektive prov 2002. För katjonerna ingår kalcium, magnesium, natrium och kalium, och för anjonerna alkalinitet, klorid, sulfat och nitrit+nitrat (som nitrat).

5. Resultat

5.1 Analysresultat 1991 och 2002



Figur 3. Resultat av pH 1991 och 2002.

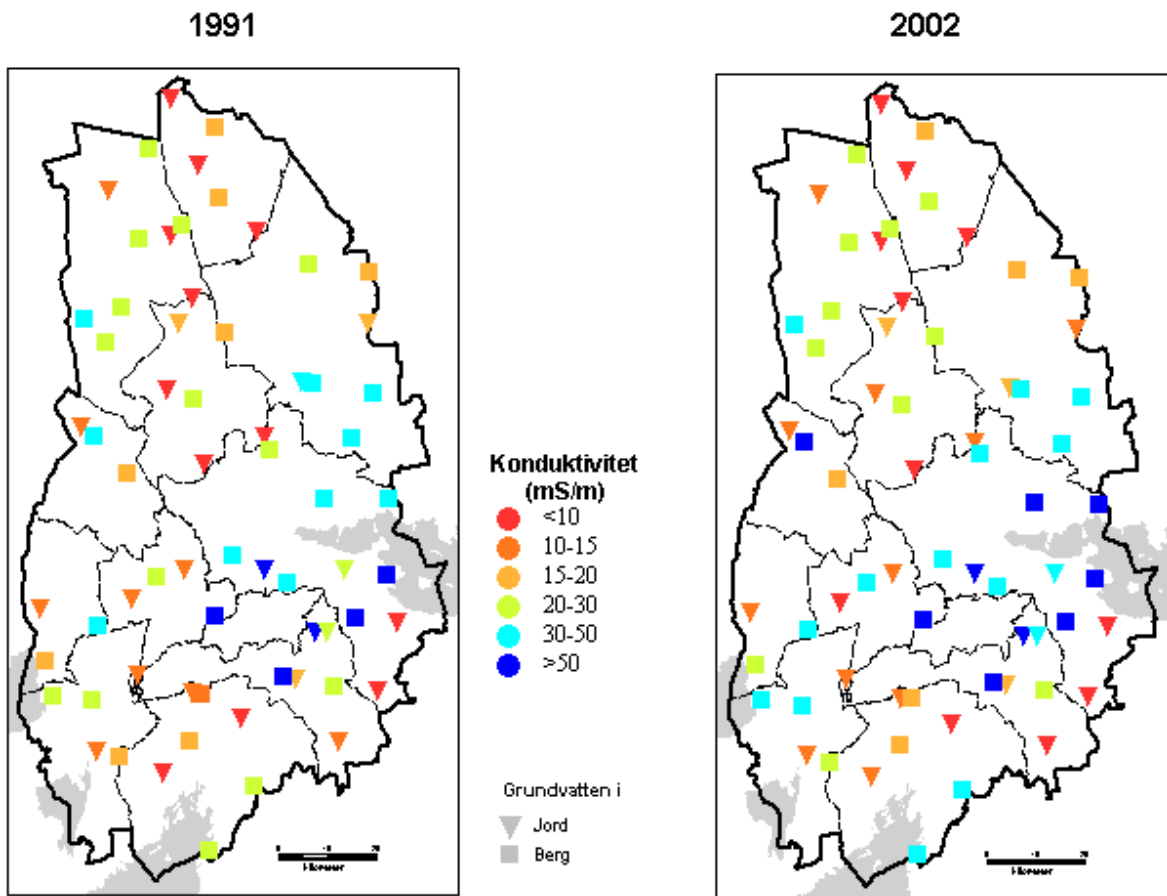
Som mått på vattnets surhetsgrad anger pH-värdet karaktären på vattnets transport, uppehållstid och aktiva kemiska processer i marken. Generellt innebär en kortare uppehållstid lägre pH. Kontakt med kalkhaltiga jord- och/eller berglager innebär betydande pH-höjning.

Resultaten visar tydligt att pH är lägre i grundvatten i jord än i berggrund. De flesta grävda brunnar och källor i jord har pH under 6,5. Några av dessa lokaler uppvisar lägre värden 2002 än 1991. Källorna 18059, 18211, 18212 och 18217 samt den gräva brunnen 18076 visar störst pH-minskning. pH-värden uppmätta i fält finns ej tillgängliga för jämförelse. I berggrundvattnet är förändringarna i pH mycket begränsade.

Tabell 3. pH. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)	Andel med 5% lägre värde (%)	Andel med 5% högre värde (%)
Jord	29	5,9	6,3	6,6	21	0
Berg A	19	6,8	7,2	7,3	5	0
Berg B	18	7,6	7,8	8,0	11	11

Konduktivitet



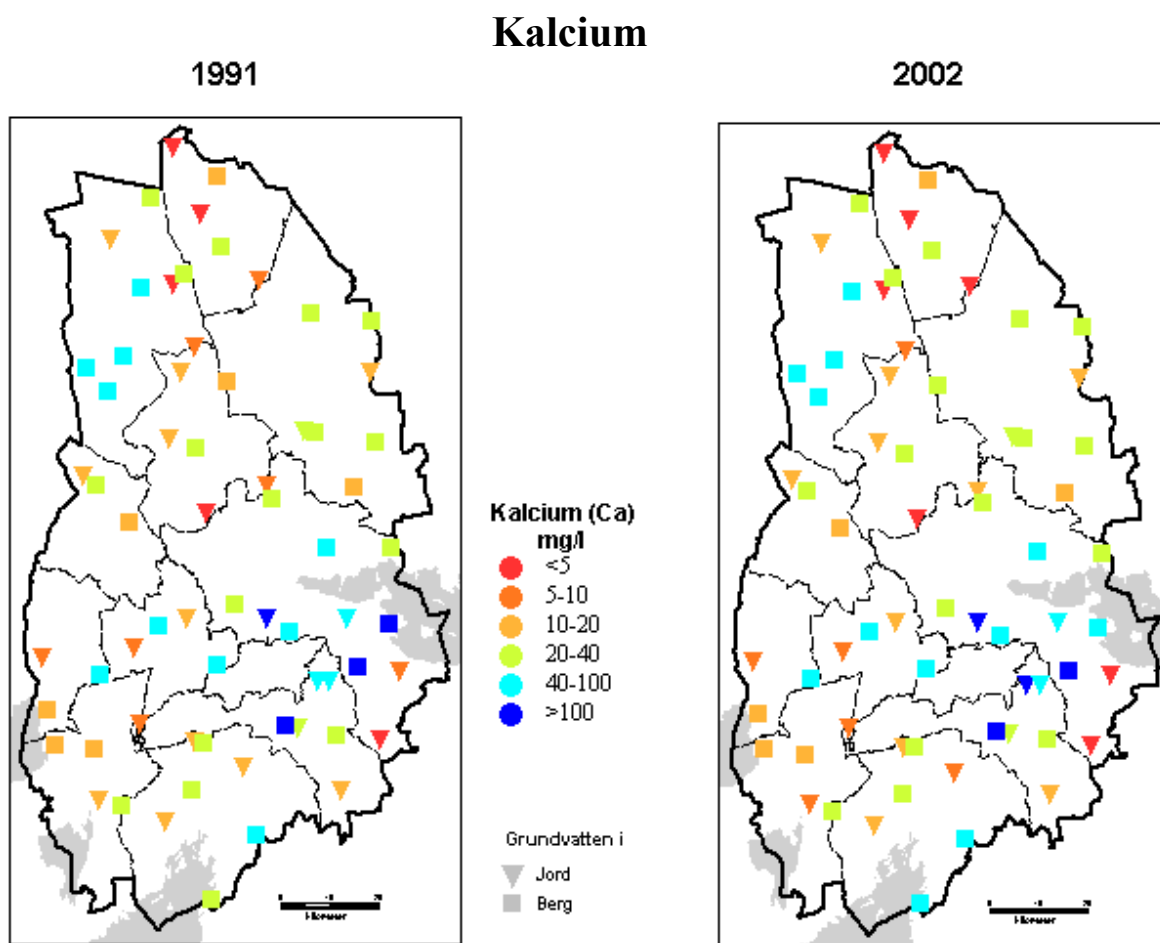
Figur 4. Resultat av konduktivitet 1991 och 2002.

Konduktiviteten anger vattnets totala ledningsförmåga och därmed mängden lösta ämnen. Mycket höga konduktivitetsvärden är ofta förknippade med höga klorid- och natriumhalter. En vanlig orsak är påverkan av relict salt eller bräckt vatten.

Grundvatten i berg visar på högre konduktivitet än grundvatten i berg än i jord. Högsta medianvärdet har grupp Berg B. Närmare hälften av lokalerna i berg har >10% högre konduktivitetvärde 2002 än 1991. Få lokaler i berg uppvisar >10% lägre värde. Det finns således en tendens till ökad konduktivitet i grundvatten i berg under perioden 1991-2002. För jord är andelen lokaler med lägre respektive högre konduktivitet likartad.

Tabell 4. Konduktivitet. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mS/m)	Median (mS/m)	Q75 (mS/m)	Andel med 10% lägre värde (%)	Andel med 10% högre värde (%)
Jord	29	6,3	11	15	34	28
Berg A	19	19	24	38	5	37
Berg B	18	30	35	49	6	56



Figur 5. Resultat av kalcium 1991 och 2002.

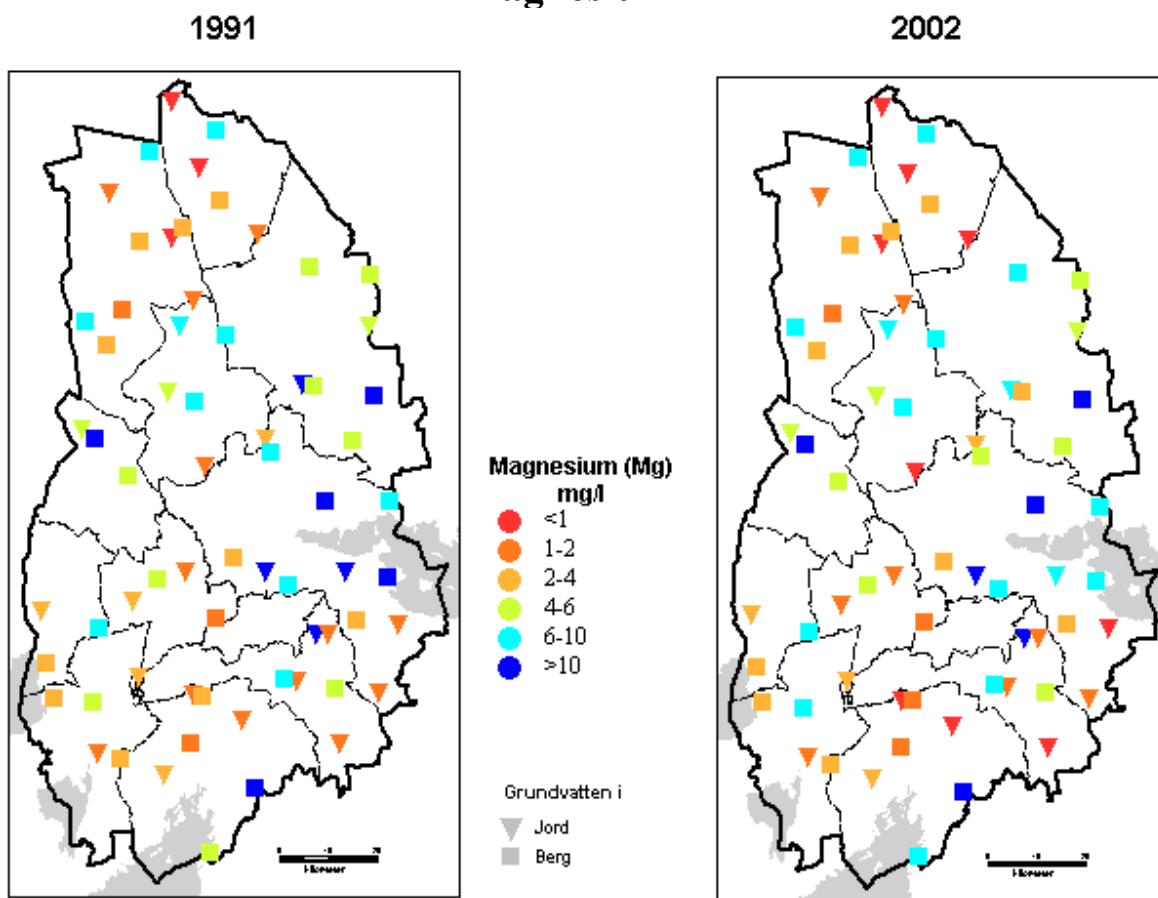
Kalciumhalterna i grundvattnet har främst sitt ursprung från mineral i berggrunden eller jordlager. Högst halter förekommer i kalkrika berg- och jordarter. I länet förekommer kalksten (ex. Pousette m.fl. 2000). I det låglänta området kring Hjälmaren finns finkorniga jordlager där kalkrika partier kan förekomma. Inom det önskvärda intervallet 20-60 mg/l är korrosionsrisken minst i en distributionsanläggning. Vid halter högre än 100 mg/l finns risk för utfällningar och tvättskador.

Kalciumhalten är högre i grundvattnet i berggrunden än i jordlagren. Stora variationer förekommer mellan enskilda lokaler inom respektive grupp. Det är främst i grupp Berg A som tendenser finns till ökat kalciuminnehåll mellan 1991-2002. I jord minskar kalciumhalterna i något fler lokaler än den ökar.

Tabell 5. Kalcium. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)	Andel med 10% lägre värde (%)	Andel med 10% högre värde (%)
Jord	29	6,6	11	18	31	17
Berg A	19	25	34	44	0	32
Berg B	18	26	39	53	22	28

Magnesium



Figur 6. Resultat av magnesium 1991 och 2002.

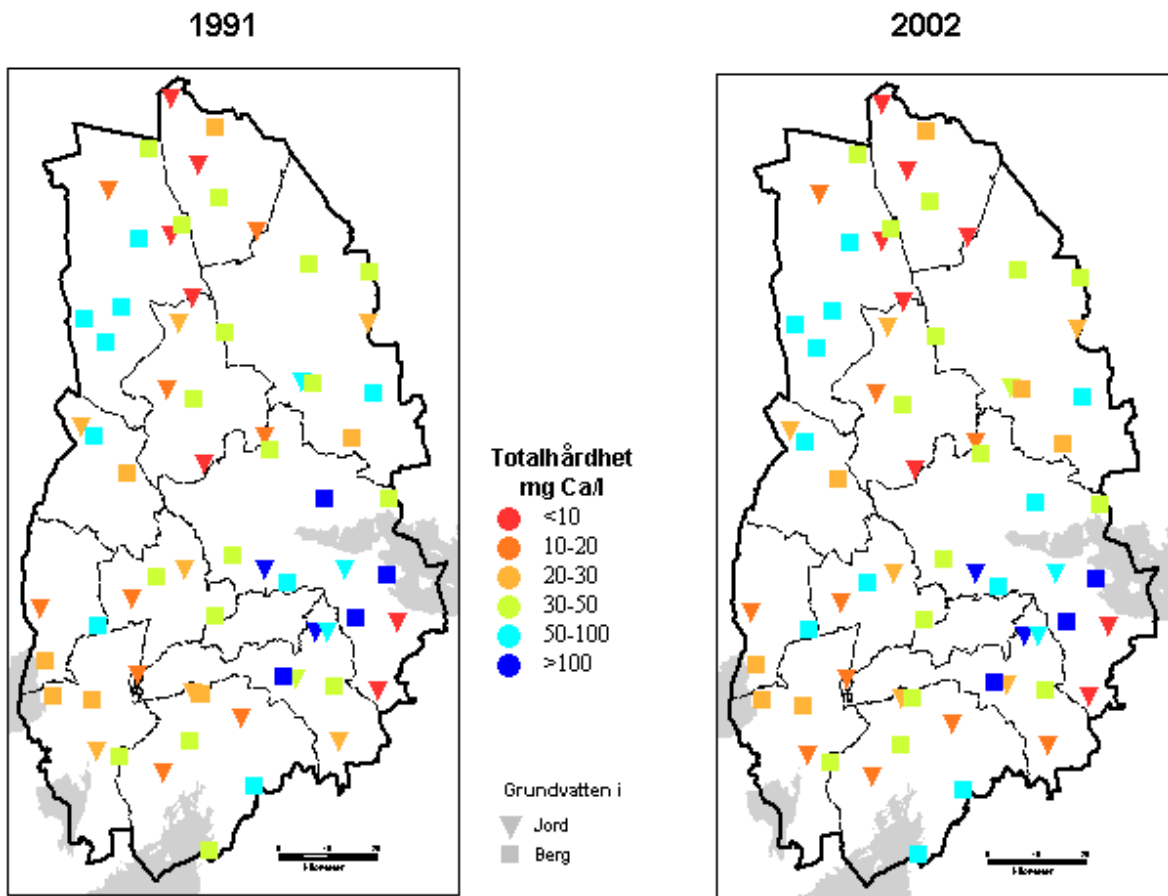
Liksom för kalcium kommer magnesium i grundvattnet främst från mineral i berggrunden eller jordlager. Kalkrika berg- och jordarter bidrar till höga magnesiumhalter. Magnesium finns också liksom natrium i relict saltvatten i låglänta områden av länet. Halterna av magnesium i grundvatten är i de allra flesta fall lägre än kalcium, ofta i storleksordning 10-30 % av kalciumhalten. Vid magnesiumhalter över 30 mg/l finns risk för smakerändringar hos vattnet.

Magnesiumhalterna är betydligt lägre i grundvatten i jord än i berg. För ungefär hälften av lokalerna i jord sker en minskning av halten magnesium på mer än 10 % mellan 1991 och 2002. Halterna är dock ofta mycket låga. Liksom för kalcium sker en ökning av magnesium i grundvatten från lokaler i grupp Berg A.

Tabell 6. Magnesium. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)	Andel med 10% lägre värde (%)	Andel med 10% högre värde (%)
Jord	29	1,0	1,7	4,0	48	10
Berg A	19	3,9	6,0	7,3	16	37
Berg B	18	3,2	5,0	7,1	22	17

Totalhårdhet



Figur 7. Resultat av totalhårdhet 1991 och 2002.

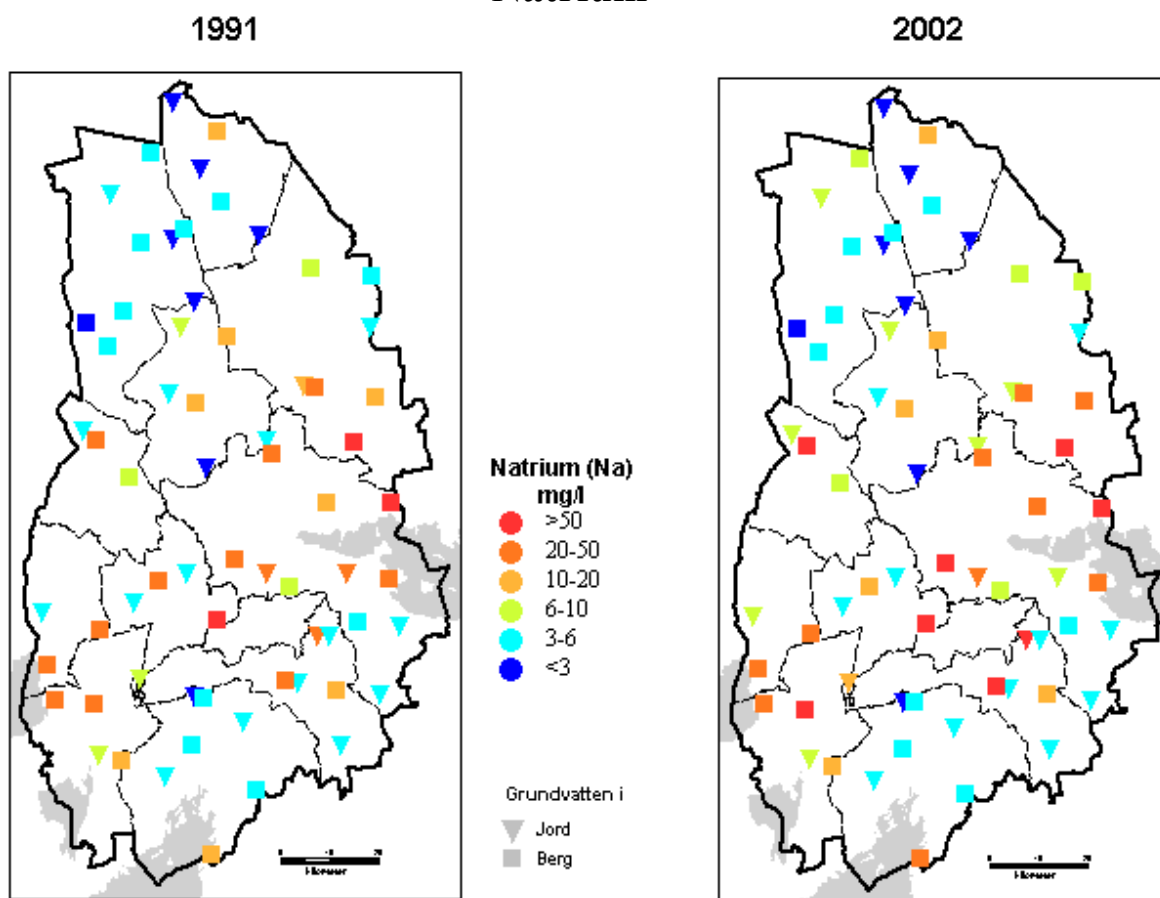
Totalhårdheten anger summan av kalcium och magnesium i vatten. Halterna redovisas som mg/l kalcium. Högre värden än 100 mg/l medför risk för utfällningar i ledningar osv., särskilt vid uppvärmning. Om ett naturligt grundvatten eller ett behandlat dricksvatten har en halt understigande 20 mg/l ökar risken för korrosionsangrepp.

I totalhårdheten sammanfattas resultaten ovan för kalcium och magnesium. Skillnaderna i totalhårdhet mellan jord och berg framgår tydligt. Tendensen är lägre halter i jord och högre i grupp Berg A.

Tabell 7. Totalhårdhet. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)	Andel med 10% lägre värde (%)	Andel med 10% högre värde (%)
Jord	29	9,0	14	25	41	10
Berg A	19	35	40	54	0	32
Berg B	18	35	43	65	22	28

Natrium



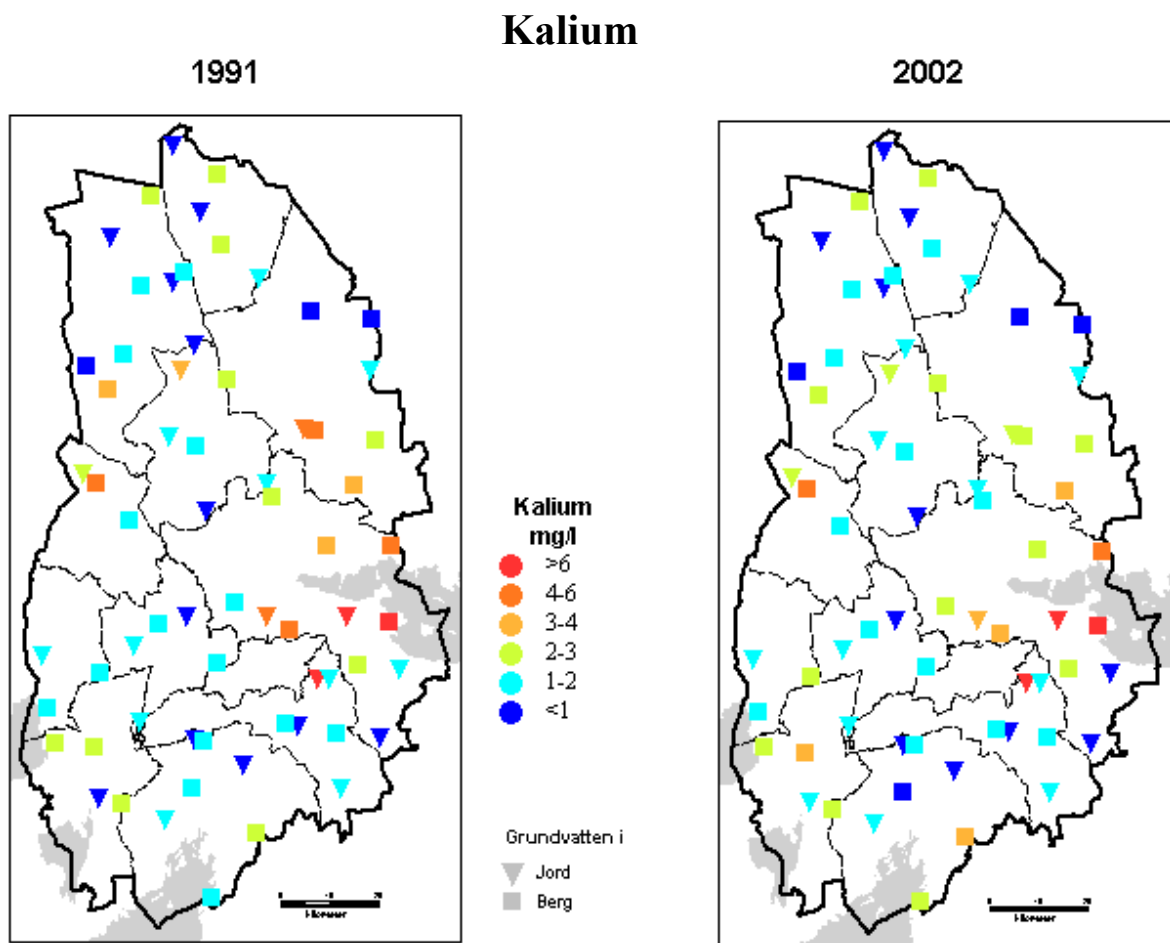
Figur 8. Resultat av natrium 1991 och 2002.

Höga halter av natrium kan indikera påverkan från relict saltvatten, kvar sedan perioder efter den senaste istiden, då delar av den nuvarande landytan var täckt av hav. Detta gäller för de låglänta delarna av länet. Natrium kommer till viss del också från vanliga mineral i jord- och bergarter. Höga natriumhalter kan uppträda där vägsalt används för halkbekämpning. Halter över 200 mg/l medför risk för smakförändringar hos dricksvattnet. Höga natrium- och kloridhalter uppträder ofta tillsammans.

Klart högst genomsnittliga natriumhalter förekommer i grupp Berg B. Ursprunget kan i de flesta fall antas vara relict grundvatten. I vissa lokaler i grupperna Jord och Berg A uppträder också mycket höga natriumhalter som kan ha olika ursprung. I samtliga tre grupper finns tendens till högre natriumhalter. Ökning är vanligast i grupp Berg A.

Tabell 8. Natrium. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)	Andel med 10% lägre värde (%)	Andel med 10% högre värde (%)
Jord	29	3,3	4,9	6,9	17	34
Berg A	19	5,4	8,5	18	5	53
Berg B	18	8,0	27	45	11	28



Figur 9. Resultat av kalium 1991 och 2002.

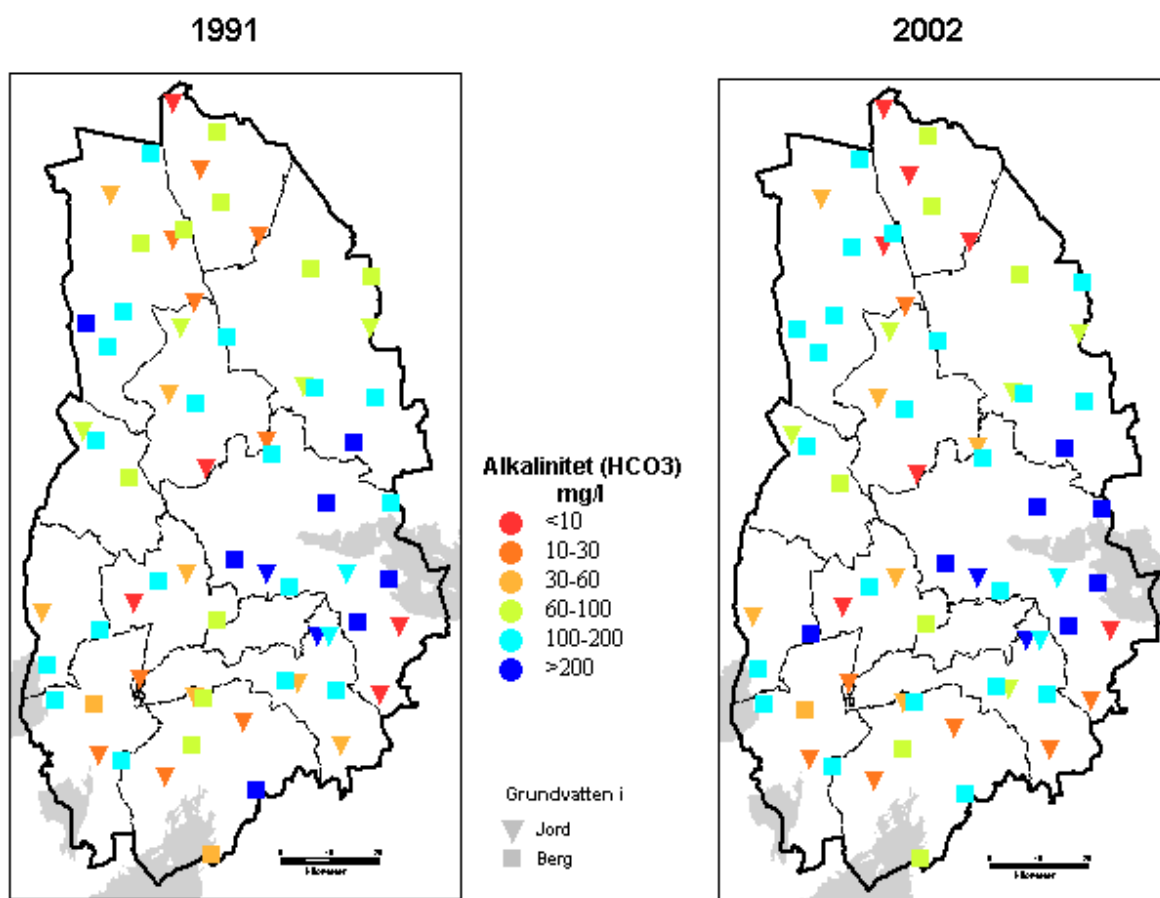
Kalium i grundvatten i första hand från mineral i jord och berggrund. Kalium förekommer oftast i betydligt lägre halter än natrium. Höga halter över 12 mg/l kan indikera påverkan från förorening (ex. gödselmedel) eller så kan det finnas naturliga, geologiska orsaker.

Resultaten visar låga halter av kalium i grundvattnet i alla tre grupperna. Halterna är lägst i jord som de är för samtliga dominerande baskatjoner (kalium, magnesium, natrium och kalium). Kaliumhalten i grundvattnet antas till allra största delen ha naturligt ursprung, men kan vara förhöjt av föroreningar i enstaka lokaler. Det finns en svag tendens till lägre kaliumhalter i jord.

Tabell 9. Kalium. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)	Andel med 10% lägre värde (%)	Andel med 10% högre värde (%)
Jord	29	0,7	1,1	1,6	34	17
Berg A	19	1,3	2,0	2,5	26	26
Berg B	18	1,6	2,2	2,7	28	33

Alkalinitet



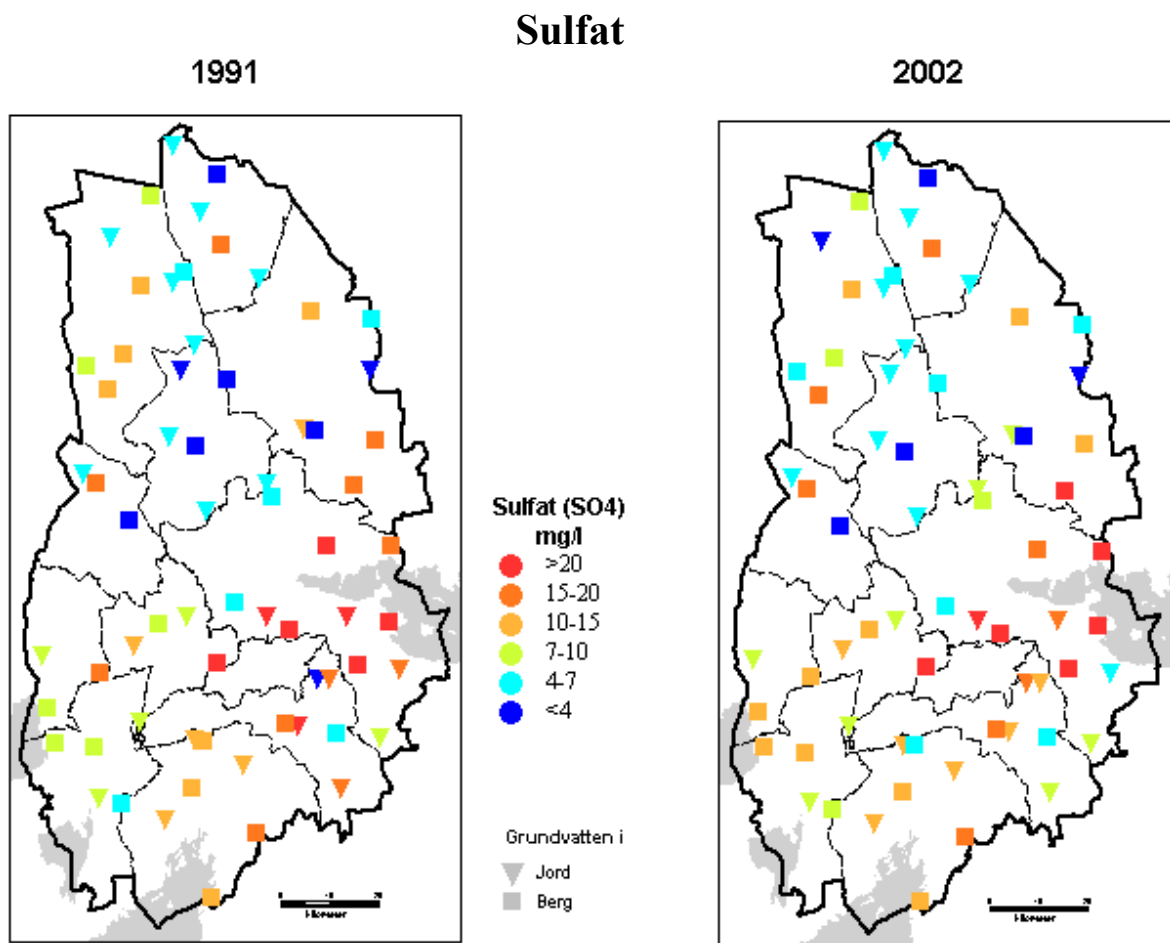
Figur 10. Resultat av alkalinitet 1991 och 2002.

Alkalinitet är ett mått på vattnets buffrande förmåga. Vid de pH-värden som gäller i undersökningen utgörs alkaliniteten till största delen av vätekarbonat (HCO₃). Högre alkalinitet innebär bättre motståndskraft mot försurning. Halter över 60 mg/l minskar risken för korrosionsangrepp i en distributionsanläggning. Halter <30 mg/l i ett naturligt grundvatten eller i behandlat dricksvatten ökar risken för korrosion.

Alkalinitet har tillsammans med pH används som kriterium för indelning i grupperna Berg A och Berg B. Alkaliniteten i grundvatten i jord är betydligt lägre än i berg. Flera av lokalerna i jord har grundvatten med låg motståndskraft mot försurning. Tendens för ökande alkalinitet finns för samtliga grupper.

Tabell 10. Alkalinitet. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)	Andel med 10% lägre värde (%)	Andel med 10% högre värde (%)
Jord	29	11	30	72	28	45
Berg A	19	90	111	141	11	42
Berg B	18	164	194	233	0	28



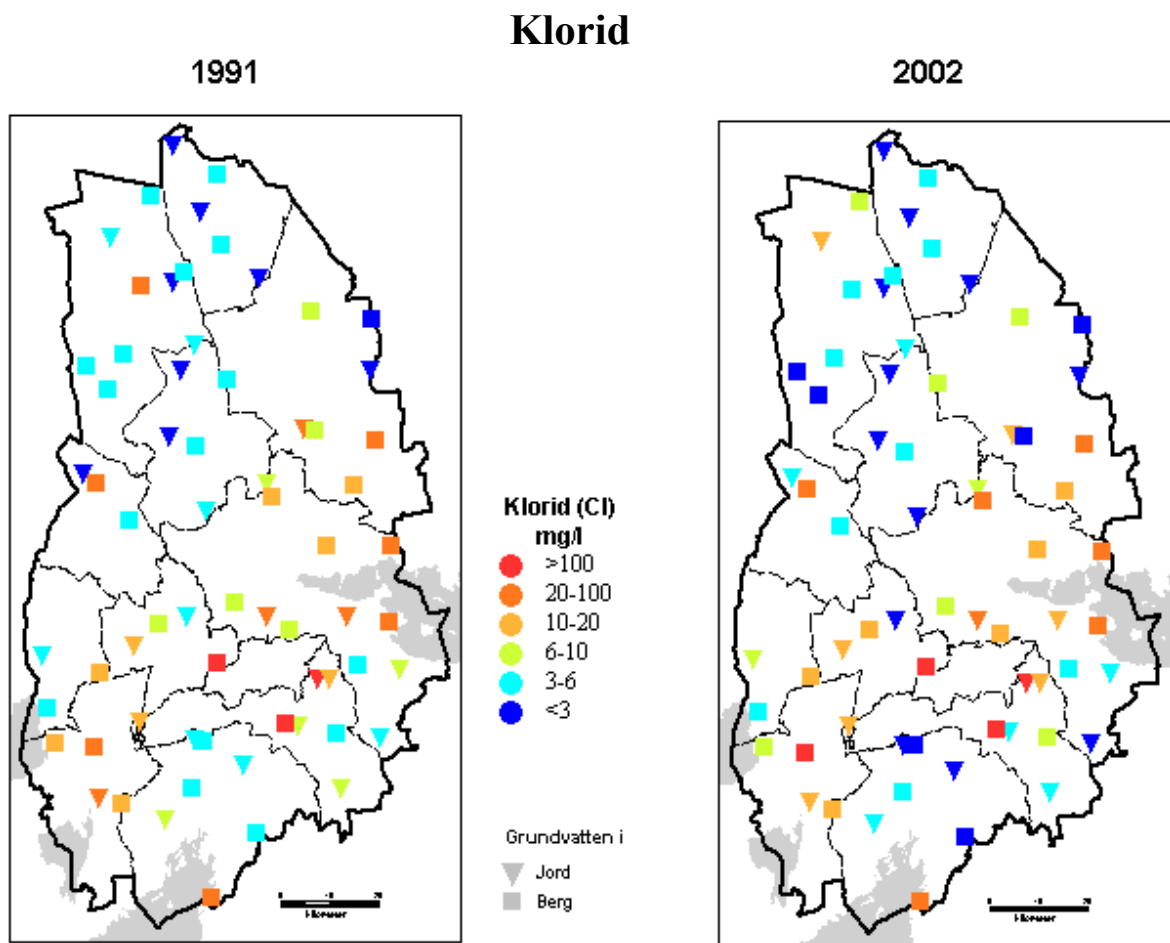
Figur 11. Resultat av sulfat 1991 och 2002.

Höga halter av sulfat i grundvatten kan bero på frigörelse av svavel i organiska jordar eller vittring av svavelrika kismineral. Svavelnedfall bidrar till högre sulfathalter i grundvattnet. Vid halter över gränsvärdet 100 mg/l kan korrosionsangrepp påskyndas.

Sulfathalterna i undersökningen antas i första hand styras av frigörelse av svavel från geologiskt material. De högsta sulfathalterna finns i de delar av länet som ligger lägst, i trakterna kring Hjälmarén. I de ytliga grundvattnen inom höjdområdena med lägre sulfathalter är svavel i nederbörden en viktigare svavelkälla. Inga tydliga tendenser finns till förändrat sulfatinnehåll i grundvattnet under perioden 1991-2002.

Tabell 11. Sulfat. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)	Andel med 10% lägre värde (%)	Andel med 10% högre värde (%)
Jord	29	6,1	8,3	12	34	28
Berg A	19	5,9	10	13	37	32
Berg B	18	8,2	15	20	39	50



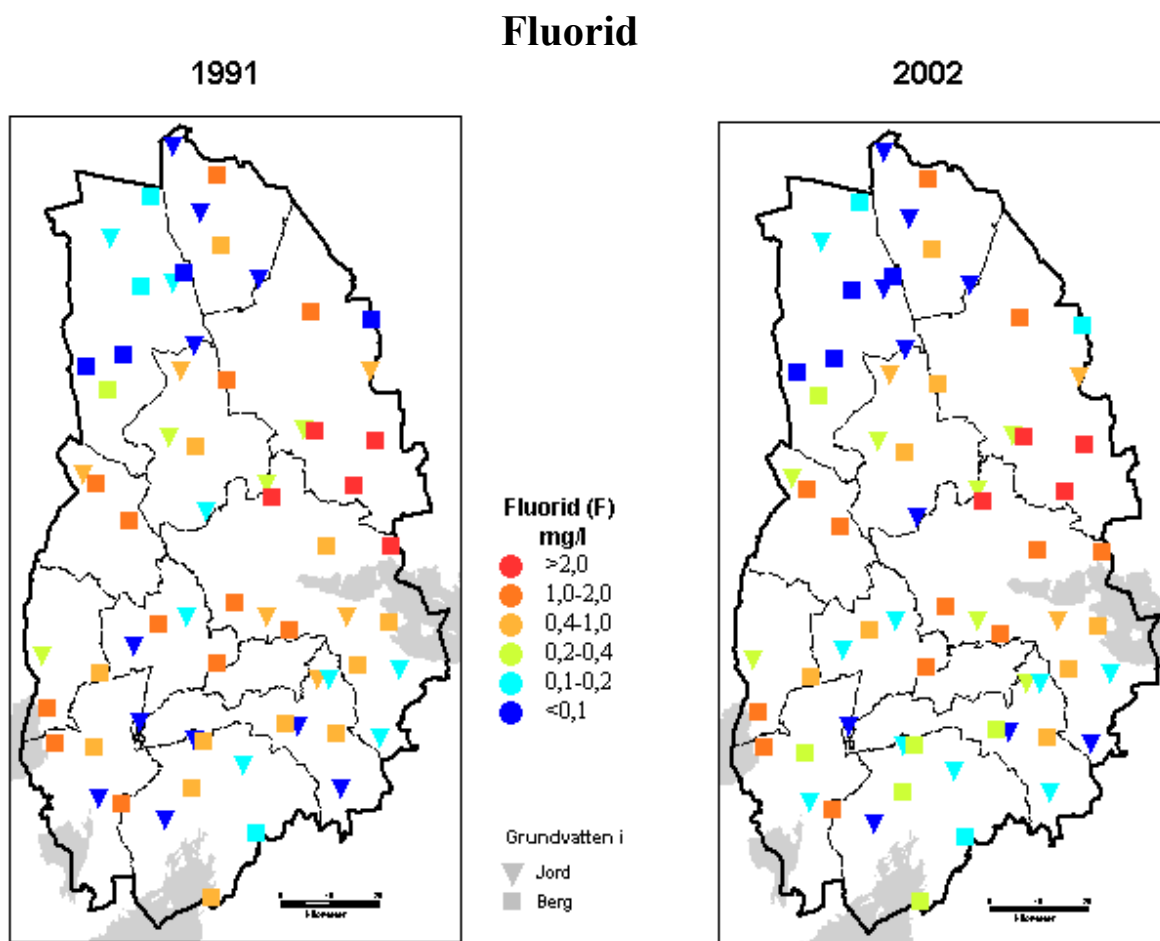
Figur 12. Resultat av klorid 1991 och 2002.

Det finns ett antal olika ursprungskällor till klorid i grundvatten. Halter över 100 mg/l indikerar i grundvatten påverkat av relik saltvatten. I länet finns störst risk runt Hjälmarén för höga kloridhalter i grundvattnet (ex. Olofsson 1996). Föroreningar kan ge ökad kloridhalt i grundvattnet. Vid halten 300 mg/l finns risk för smakförändringar.

Kloridhalten är vanligen under 20 mg/l, men i lokalerna 18011, 18014, 18025 och 18039 överskrider 2002 års värden 100 mg/l. Högst halt uppvisar lokal 18014 med 493 mg/l. Det tycks vara lokalt betingade faktorer som styr kloridhalten, både naturliga faktorer och olika föroreningar. För flera lokaler är variationen mellan 1991 och 2002 års värden mycket stora. I genomsnitt finns det något fler lokaler där kloridhalten minskar med >10 % än där halten ökar med >10 %.

Tabell 12. Klorid. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)	Andel med 10% lägre värde (%)	Andel med 10% högre värde (%)
Jord	29	2,5	3,4	11	59	31
Berg A	19	4,2	6,6	18	42	53
Berg B	18	3,7	8,2	14	44	28



Figur 13. Resultat av fluorid 1991 och 2002.

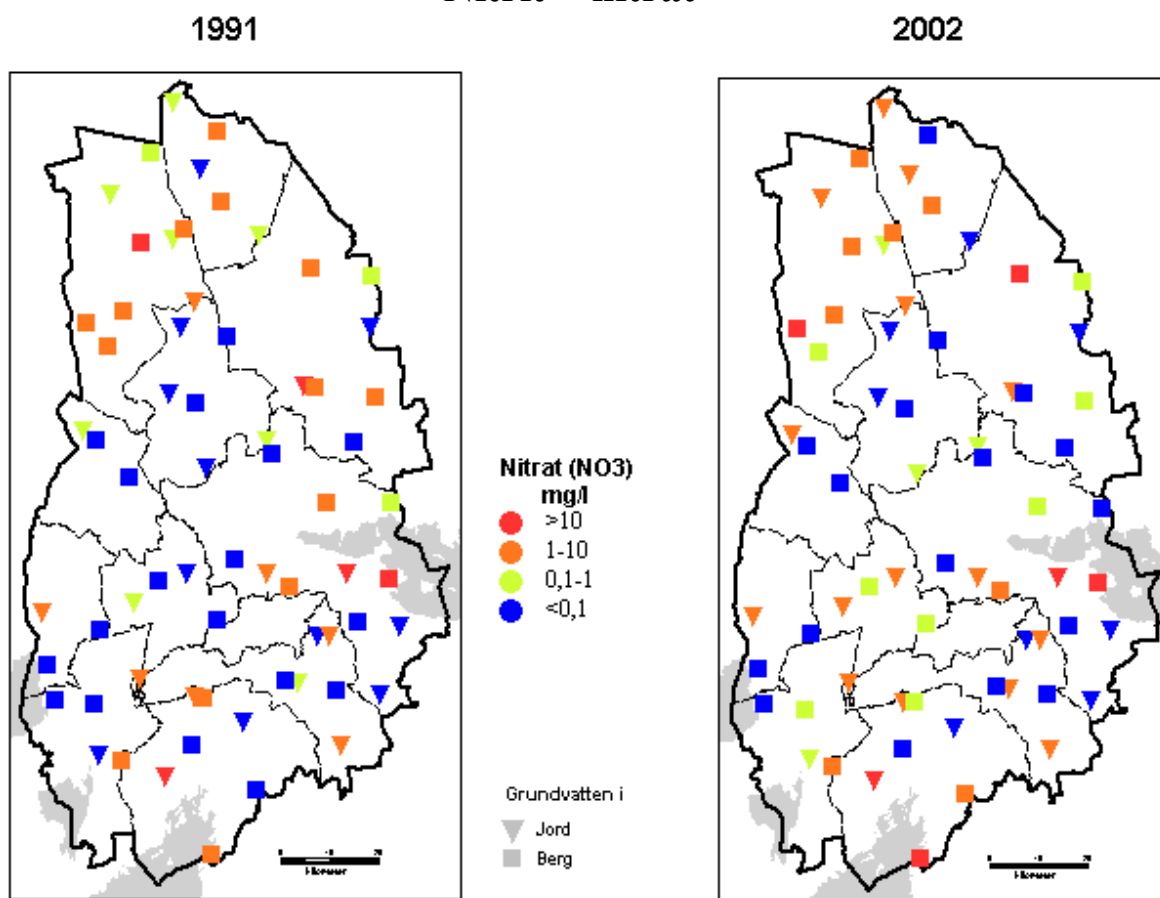
Höga fluoridhalter är vanligast i grundvatten från bergborrade brunnar belägna i berggrund rik på flusspat. Vid halter över 1,3 mg/l kan tandemaljfläckar uppstå. Vid halten 6,0 mg/l är vattnet otjänligt och bör ej användas till dryck och matlagning.

Högst fluoridhalter finns i berggrundvatten i området norr och väster om Hjälmaran inom Örebro och Lindesbergs kommuner. Flera av dessa grundvatten har också höga natriumhalter. Brunnarna i grupp Berg B har högst värden, där en genomsnittligt längre kontakttid mellan mineral i berggrunden och grundvattnet kan förväntas. De låga halterna gör att 10% förändring innebär små haltvariationer. En tydlig tendens till minskande fluoridhalter finns dock inom alla tre grupperna.

Tabell 13. Fluorid. Fördelning 2002 och indikation på förändringar 2002 mot 1991.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)	Andel med 10% lägre värde (%)	Andel med 10% högre värde (%)
Jord	29	0,09	0,12	0,26	34	0
Berg A	19	0,20	0,36	1,1	47	5
Berg B	18	0,56	0,96	1,7	44	6

Nitrit + nitrat



Figur 14. Resultat av nitrit + nitrat 1991 och 2002.

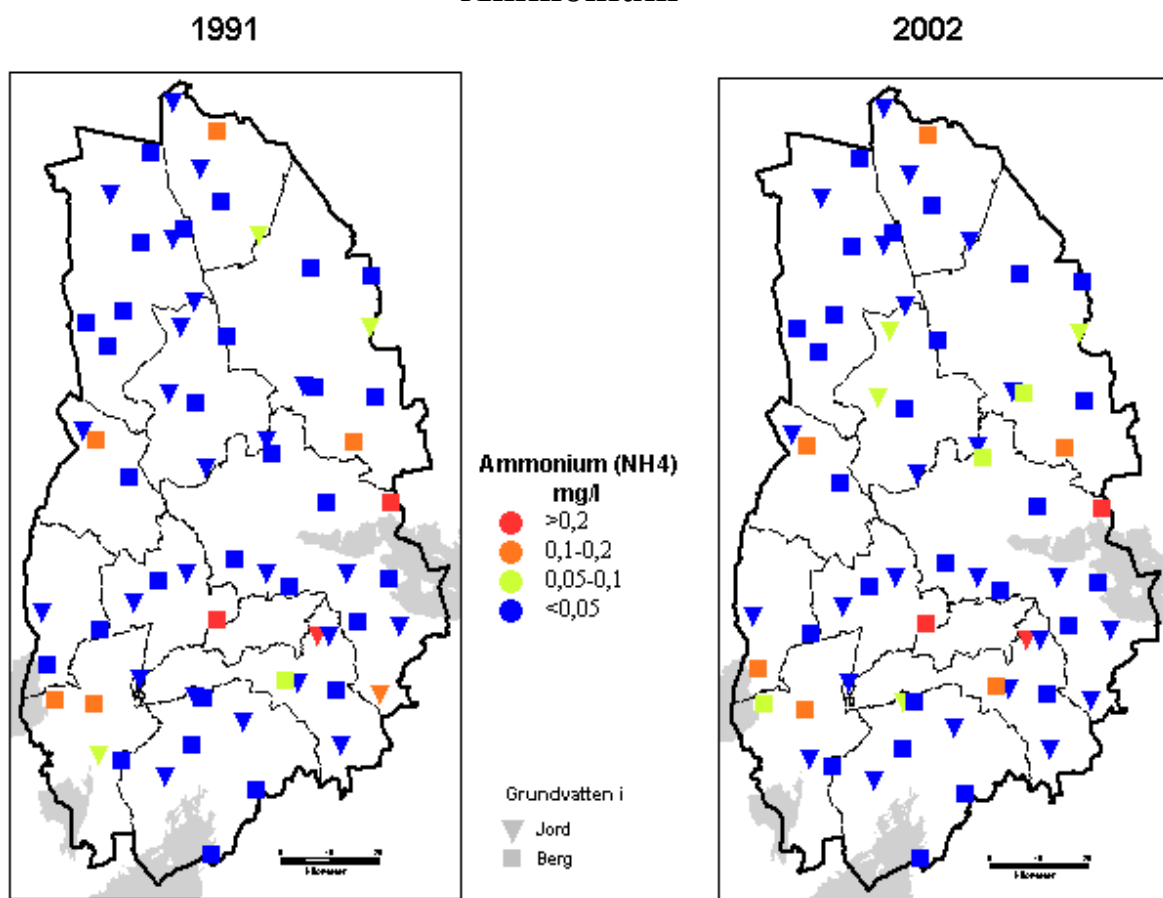
Analysen 2002 är utförd som summan av nitrit+nitrat. Nitrihalterna i 1991 års undersökning var mycket låga (för 14 lokaler var halterna mellan 0,01-0,04 mg/l, för resterande 52 lokaler <0,01 mg/l). Bidraget av nitrit till 2002 års analys av nitrit + nitrat bedöms vara mycket ringa eller inget. Därför behandlas nitrit+nitrat analysen för 2002 som endast gällande nitrat.

Nitrathalten förekommer naturligt i mycket små halter i grundvattnet. I flertalet lokaler understiger halten 1 mg/l. Det finns dock många lokaler i intervallet 1-10 mg/l och halter över 5 mg/l indikerar tydlig påverkan från avlopp, gödsling och andra föroreningskällor. Det skall påpekas att flera av dessa lokaler är bergborrade brunnar. I sex lokaler överskrider 10 mg/l (2002 års värden). Lokal 18037 har halten 33 mg/l. Det är i många lokaler mycket kraftiga variationer mellan 1991 och 2002 års värden. För de lokaler där nitrathalten överstigit 1 mg/l antingen 1991 eller 2002 gäller följande: Ökning har skett i 19 lokaler, minskning i 13 lokaler, medan tre är oförändrade (bygger på >10 % ökning eller minskning).

Tabell 14. Nitrat+nitrit. Fördelning 2002.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)
Jord	29	0,035	1,2	2,2
Berg A	19	0,027	0,20	4,7
Berg B	18	0,014	0,073	0,27

Ammonium



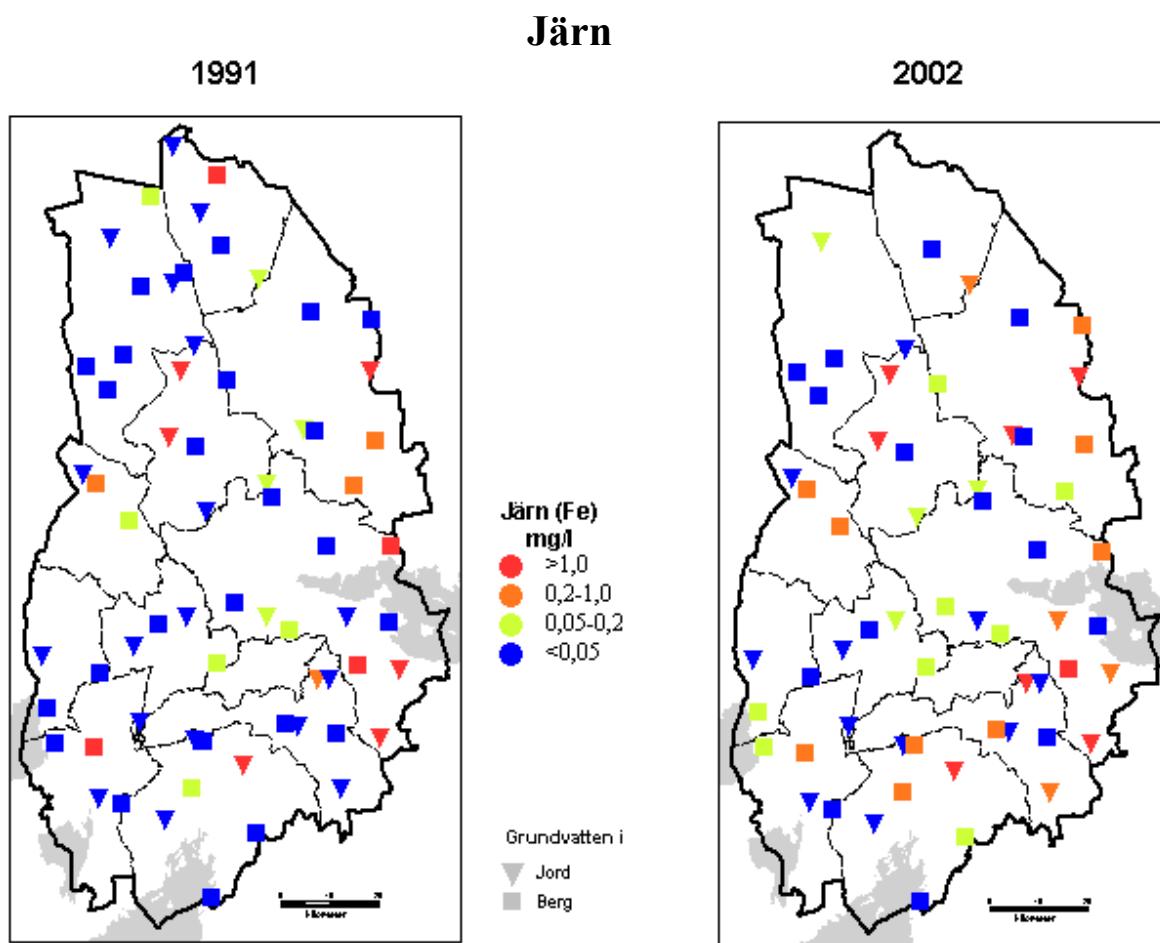
Figur 15. Resultat av ammonium 1991 och 2002.

Ammonium är en kväveförening som naturligt förekommer i mycket låga halter i grundvatten. Förhöjda halter kan förekomma med höga järn- och humushalter. Värdet som överstiger 0,05 mg/l kan indikera påverkan från avlopp eller liknande.

I undersökningen har några lokaler halter över 0,05 mg/l, med endast ett fåtal över 0,1 mg/l. Resultaten visar inte på några anmärkningsvärda ammoniumhalter.

Tabell 15. Ammonium. Fördelning 2002.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)
Jord	29	0,003	0,005	0,026
Berg A	19	0,001	0,005	0,020
Berg B	18	0,003	0,027	0,059



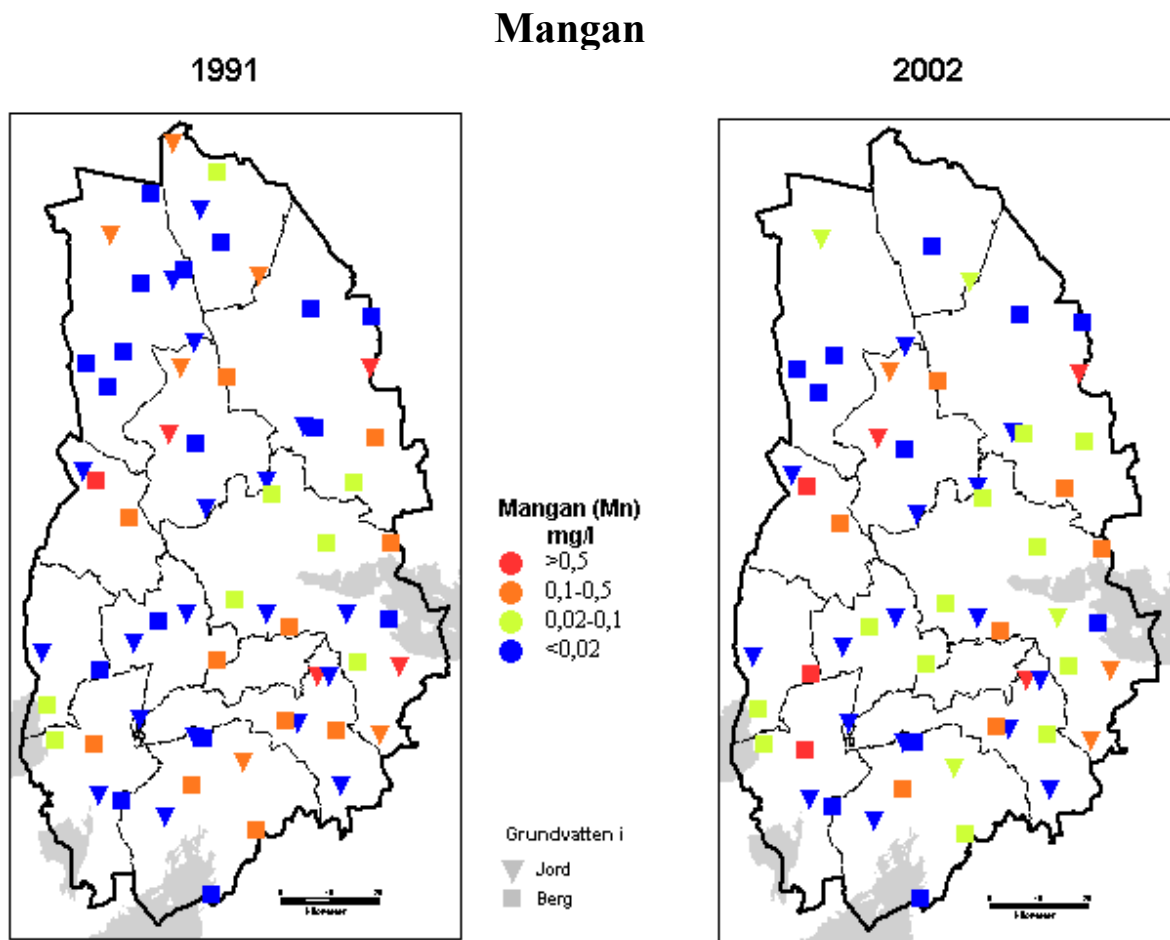
Figur 16. Resultat av järn 1991 och 2002.

Järn förekommer naturligt i grundvatten och då vanligen i låga halter. Järn finns i alla geologiska miljöer. Halterna i grundvatten styrs främst av syretillgång (oxidation/reduktion), pH, humushalt, etc. Järnhalten varierar ofta kraftigt både i tid och rum. Högre halter än 0,20 mg/l medför risk för utfällningar, missfärgning och smak.

De flesta lokalerna uppvisar halter i grundvattnet under 0,20 mg/l. De högsta järnhalterna på någon till några mg/l (max-värde 2002 är 9,0 mg/l) finns i lokaler i både jord och berg. För källor i jord med höga järnhalter (lokalerna 18207, 18208, 18213 och 18215) är järnhalterna likartade 1991 och 2002. När höga järnhalter uppträder i grävda eller borrade brunnar är det vanligaste fallet att högt värde erhålls vid ett av analystillfällena.

Tabell 16. Järn. Fördelning 2002.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)
Jord	29	0,028	0,093	1,0
Berg A	19	0,029	0,40	0,60
Berg B	18	0,019	0,039	0,098



Figur 17. Resultat av mangan 1991 och 2002.

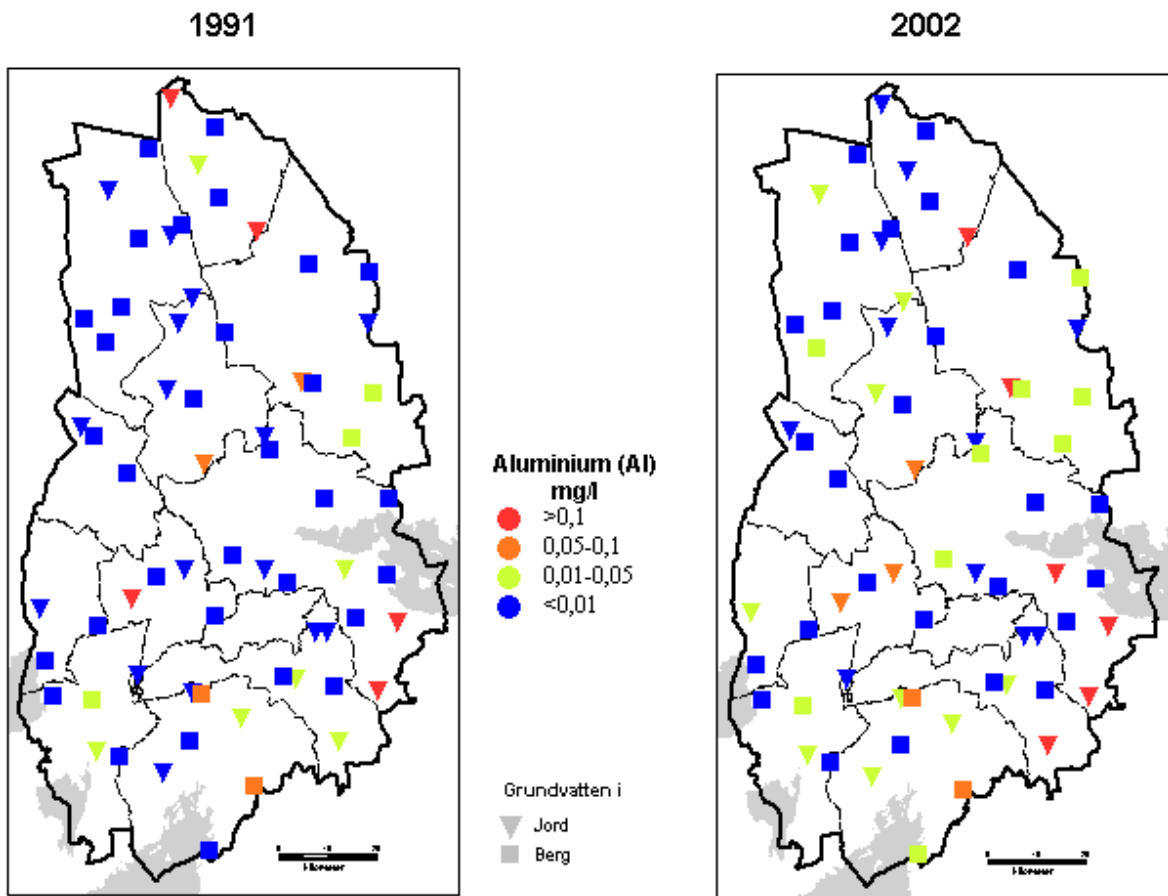
Mangan förekommer liksom järn i olika geologiska miljöer, men oftast i mindre omfattning. Halten av mangan styrs av samma vattenkemiska förhållanden som järn. Mangan förekommer vanligen i lägre halter än järn och ibland uppträder höga halter tillsammans.

I undersökningen är generellt manganhalterna låga. Den högsta medianhalten förekommer i grupp Berg B. Det är vanligt att där mangan förekommer i nämnvärda halter är variationen stor mellan 1991 och 2002 års värden. I några lokaler med jämn och hög järnhalt mellan åren gäller detsamma för mangan (främst 18049 och 18213).

Tabell 17. Mangan. Fördelning 2002.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)
Jord	29	0,002	0,006	0,082
Berg A	19	0,006	0,078	0,30
Berg B	18	0,012	0,053	0,074

Aluminium



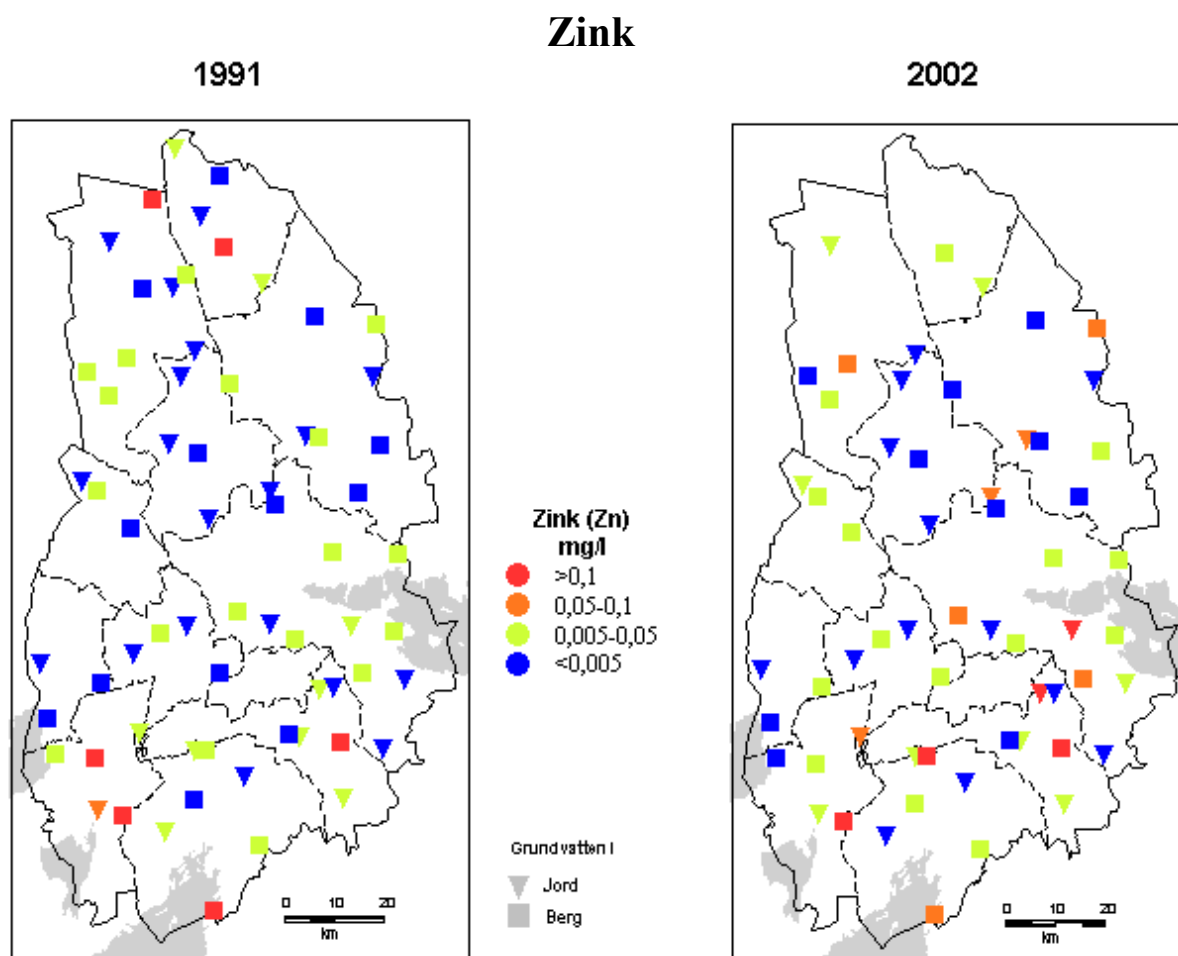
Figur 18. Resultat av aluminium 1991 och 2002.

Aluminium är ett mycket vanligt ämne i geologiska material, men halterna är oftast mycket låga i grundvattnet. Halten av aluminium styrs av grundvattnets pH. Vid pH 6 kan aluminium börja uppträda i viss mängd och ofta ökar halten med lägre pH. Vanligast är därför att höga aluminiumhalter finns i ytligt grundvatten i sura marker.

I ett fåtal lokaler överstiger aluminiumhalten 0,1 mg/l. De högsta aluminiumhalterna har några av de källor som har lägst pH (lokalerna 18208, 18209 och 18217) men även några grävda brunnar inom pH-intervallet 6-7 (lokalerna 18034, 18037 och 18073).

Tabell 18. Aluminium. Fördelning 2002.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)
Jord	29	0,003	0,018	0,079
Berg A	19	0,001	0,003	0,011
Berg B	18	0,003	0,005	0,018



Figur 19. Resultat av zink 1991 och 2002.

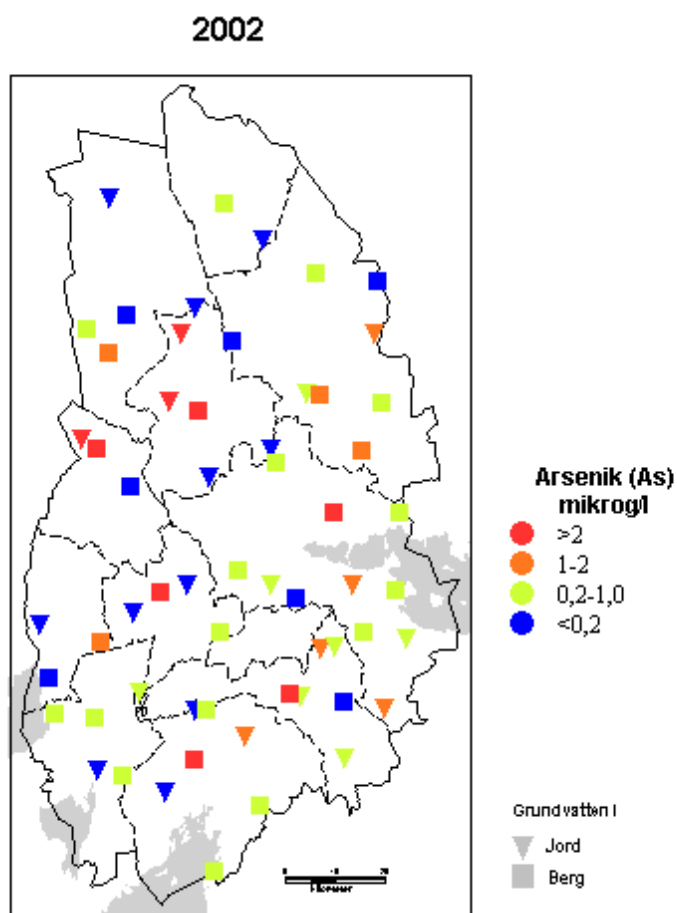
Zink ingår i undersökningen liksom arsenik och kadmium. Dessa metaller kommer från mineral i berggrund och jordlager, och kan uppträda i grundvattnet genom frigörelse vid naturliga markprocesser. Från olika antropogena verksamheter kan metallerna också tillföras grundvattnet. Zink förekommer t.ex. i rostskyddade stålprodukter i markanläggningar. Vid zinkhalter över 0,7 mg/l finns skäl att misstänka att en lokal föroreningskälla påverkar (Naturvårdsverket 1999).

Undersökningen visar på genomgående låga zinkhalter. Lägst medianvärde finns i grundvattnet i jord. Detta tyder på att det är naturlig frigörelse från zinkhaltiga mineral i berggrunden som är huvudsaklig källa. Högst värden återfinns dock i två grävda brunnar (18037, 18039) söder om Hjälmarén. Lokal 18037 har 2002 års högsta halter av både nitrit+nitrat på 33 mg/l och zink (3,90 mg/l). Lokal förorening av zink kan då inte uteslutas. Lokal 18039 har ett mycket jonstarkt vatten som även omfattar hög zinkhalt (0,63 mg/l). I båda lokalerna var zinkhalten mycket lägre i 1991 års mätningar.

Tabell 19. Zink. Fördelning 2002.

Grupp	Antal	Q25 (mg/l)	Median (mg/l)	Q75 (mg/l)
Jord	29	0,0013	0,0050	0,034
Berg A	19	0,010	0,030	0,086
Berg B	18	0,0017	0,022	0,034

Arsenik



Figur 20. Resultat av arsenik 2002.

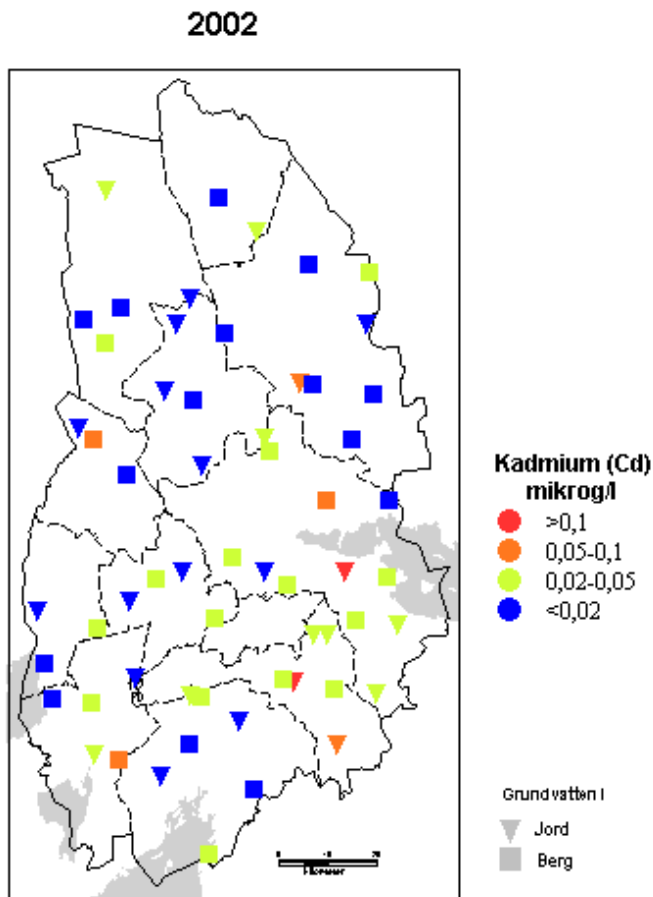
I vatten från bergborrade brunnar är förhöjda halter ofta förknippade med frigörelse av arsenik från sulfidmineral. Höga halter (>10 µg/l) kan också indikera påverkan från någon föroreningskälla.

Inga halter av arsenik över 4 µg/l förekommer i 2002 års analyser. Lokalerna i grupp Berg B har genomsnittligt något högre arsenikhalter än grupperna Jord och Berg A. Det finns inga indikationer på lokal förorening av grundvattnet av arsenik vid lokalerna.

Tabell 20. Arsenik. Fördelning 2002.

Grupp	Antal	Q25 (µg/l)	Median (µg/l)	Q75 (µg/l)
Jord	29	0,14	0,28	1,5
Berg A	19	0,14	0,28	0,70
Berg B	18	0,34	0,87	1,4

Kadmium



Figur 21. Resultat av kadmium 2002.

Kadmium i grundvattnet kan vara förknippat med sedimentär berggrund, och då ofta skiffrar. Högre kadmiumhalter uppträder också i sura grundvatten (pH <5). Om arsenikhalten även utan dessa två förutsättningar överstiger 0,5 µg/l är antropogen påverkan det troligaste.

Kadmiumvärdena för 1991 bedöms osäkra och redovisas ej. Vad gäller 2002 års analys är de två högsta kadmiumhalterna 0,11 µg/l i lokalerna 18017 och 18037 (den senare med hög halt av nitrit+nitrat och zink). Fem lokaler uppvisar halter mellan 0,05-0,1 µg/l, medan för övriga lokaler understiger kadmiumhalten 0,05 µg/l. Det finns inga tydliga tecken på antropogent påverkade grundvatten vad gäller kadmium, även om viss påverkan i lokal 18037 inte kan uteslutas.

Tabell 21. Kadmium. Fördelning 2002.

Grupp	Antal	Q25 (µg/l)	Median (µg/l)	Q75 (µg/l)
Jord	29	0,0085	0,020	0,046
Berg A	19	0,011	0,024	0,040
Berg B	18	0,014	0,019	0,020

5.2 Sammanfattning lokaler

De lokaler som utmärker sig med totalt högst jonstyrka ligger samtliga i området Örebro-Kumla-Hallsberg-Hjälmaren. Lokalerna är 18018, 18029, 18035 och 18036 i berg samt 18039 och 18205 i jord. Orsaken är i första hand den geologiska miljön, men även mänsklig aktivitet bidrar, vilket beskrivs vidare nedan.

Lägst jonstyrka har ett antal källor samt två brunnar i jord belägna i länets norra, västra och sydöstra delar (18012, 18059, 18207, 18208, 18209, 18212, 18217, 18218, 18219 och 18220). Uppehållstiden i marken kan antas vara liten för de flesta av dessa källvatten som visar på litet flöde (<0,5 l/s). Undantag finns, som lokal 18219, där sensommarflödet uppskattats till 3-10 l/s (Pousette m.fl. 2000).

Bland övriga lokaler förekommer höga värden för någon eller några analysvariabler. Orsakerna kan vara naturliga eller antropogena. Avvikelser från en bedömd naturlig sammansättning har legat till grund för indelning av lokalerna för övervakning i kapitel 6.

5.3 Sammanfattning tendenser

För de flesta lokaler och analysvariabler är skillnaderna i mellan 1991 års och 2002 års resultat begränsade. Tidsmässiga förändringar förekommer för lokalerna antingen 1) för ett större antal parametrar (ex. lokalerna 18007 och 18041 i berg samt 18034 och 18073 i jord) eller 2) för endast enstaka analysvariabler. Sett till tendenserna för samtliga lokaler är det vanligaste att natrium och alkalinitet (i jord och berg) samt konduktivitet (endast i berg) ökar, medan fluorid (i jord och berg) samt magnesium (endast i jord) minskar. pH minskar främst i jord. För de brunnar där nitrat förekommer i nämnbara halter ökar halten i 19 lokaler och minskar i 12 lokaler. Några kommentarer kan ges till de tendenser som framkommit i undersökningen:

- Den totala jonstyrkan i berggrundvattnen har ökat. Uttagets storlek och eventuella förändringar i uttag ur de bergborrade brunnarna är okänt. Ökat uttag kan innebära att en större andel äldre grundvatten med längre uppehållstid och kontaktid med mineral (som vanligen innebär högre jonstyrka) ingår i den uttagna vattenmängden.
- Höga natriumhalter i grundvatten åtföljs ofta av höga kloridhalter. Detta förhållande gäller även i denna undersökning. Genomsnittligt minskar dock kloridhalten i fler lokaler än ökar, medan tendensen är tydlig vad gäller ökningen av natrium.
- Låg alkalinitet i grundvattnet innebär även lågt pH och vice versa. En betydande övervikt finns i tendenser till ökande alkalinitet i både jord och berg. I jord tenderar pH istället att minska. Provhantering och analys av pH och alkalinitet är känslig och resultaten beroende av varandra. En bidragande orsak till de motsägande tendenserna (speciellt för jord) kan möjligen vara viss skillnad i provhantering/analys mellan provtagningstillfällena.
- Tydligast tendens finns för minskning av fluoridhalten i grundvattnet. Halterna är dock generellt låga och 10% förändring innebär små haltvariationer. De högsta halterna finns i berggrundvattnet. Då fluoridhalten i grundvattnet beror av fluoridhaltiga mineral finns det inga skäl att anta någon mänsklig aktivitet som orsak till lägre fluoridhalter, utom eventuella förändringar i uttagsmängd.

- Fler uppåtgående än nedåtgående tendenser i nitrat visar på en pågående och möjligen ökande kvävebelastning på grundvattnet.

De förändringar som förekommer under perioden 1991 till 2002 antas främst orsakat av 1) förändringar i lokal påverkan (markanvändning, etc.) eller 2) uttaget grundvatten har fått en delvis annan kemisk karaktär genom förändring i tillrinning (naturligt eller genom förändrat uttag). Av de undersökta analysvariablerna anses halterna av nitrat, natrium och klorid kunna användas för tolkning av mänsklig påverkan.

6. Framtida grundvattenövervakning

6.1 Utgångspunkter

Länet har som mål att skapa ett framtida övervakningsprogram för grundvattnet. För närvarande är tanken att utföra övervakning vart 6:e år, baserat på en kontrollerande verksamhet enligt EG:s Ramdirektiv för vatten (EG 2000). Programmet kan utformas på olika sätt utgående från vad som vill övervakas, exempelvis:

- Grundvatten så opåverkat av mänsklig aktivitet som möjligt
- Eutrofiering
- Påverkan av infrastruktur, jordbruk och förorenad mark
- Försurning genom atmosfäriskt nedfall av svavel och kväve
- Salt grundvatten

6.2 Förslag lokaler

Lokaler i denna undersökning bör kunna utgöra stommen i ett framtida nät för övervakning av länets grundvatten. Det behövs dock mer information om varje enskild lokal för att fastställa dess användbarhet. Behovet av information gäller främst:

- Fördjupad karaktärisering av närområdet till lokalen och det område där grundvattenbildningen sker. Viktiga faktorer är geologiska förhållanden, markanvändning och eventuella platser för punktutsläpp som kan påverka grundvattnets kemiska sammansättning.
- Mer ingående bedömning och analys av den kemiska sammansättningen av grundvattnet. Dels kan nu framtagna analyser användas, dels kan analysmaterialet behöva kompletteras med t.ex. fosfat och bekämpningsmedel (beroende på syftet med att använda lokalen).

Utifrån nuvarande kunskap om de 66 lokalerna har en bedömning skett om 1) lokal påverkan kan konstateras på grundvattnet samt 2) lokalers användbarhet vid fortsatt övervakning. I tabell 22 anges de lokaler där bedömningen är att en tydlig lokal påverkan finns på grundvattnet avseende nitrat och/eller natrium och klorid. Orsakerna till de höga natrium- och kloridhalterna kan vara naturliga bland annat genom förekomst av relict saltvatten. För de lokaler som anges i tabell 22 bedöms orsaken dock vara mänsklig aktivitet (ex. vägsalt). Övervakning av dessa lokaler får bedömas utifrån önskemål om att studera förändringar i påverkansgrad av lokala föroreningar.

Tabell 22. Lokaler i jord respektive berg där lokal påverkan på grundvattnet bedöms föreligga. Avser nitrat och/eller natrium och klorid.

Påverkan på grundvatten	Lokaler
Jord - nitrat	18008, 18022, 18034
Jord – natrium och klorid	18019, 18039, 18202
Jord – nitrat samt natrium och klorid	18012, 18037, 18073, 18076
Berg - nitrat	18051, 18055, 18058, 18060, 18062, 18216
Berg - natrium och klorid	18011, 18032, 18047
Berg – nitrat samt natrium och klorid	18023, 18036

Vid övriga lokaler är sannolikt den mänskliga påverkan liten eller saknas. Dessa lokaler har delats in i olika övervakningsmiljöer för grundvattnet (tabell 23) för att representera förhållandena i länet. Sammanvägning har skett av kriterierna:

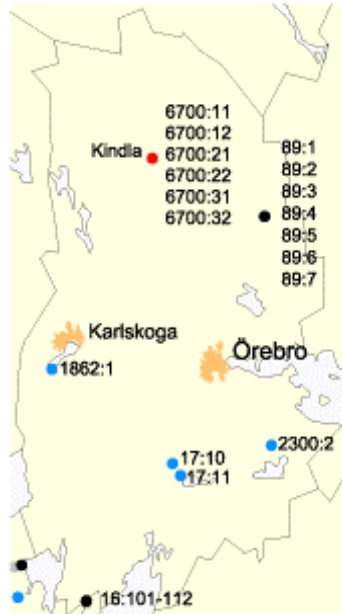
- Geografiskt fördelning i länet (för lokaler i jord respektive berg)
- Total jonstyrka
- Speciell geologisk miljö eller kemisk sammansättning

I respektive övervakningsmiljö har en prioritering skett bland lokalerna som bygger på 1) stabilitet i analysresultat mellan provtagningstillfällena 1991 och 2002, samt 2) antalet lokaler som har grundvatten av samma kemiska karaktär inom ett begränsat geografiskt område. I förslaget ingår 29 prioriterade lokaler.

Tabell 23. Förslag på lokaler som kan ingå i ett länsprogram för övervakning av grundvatten.

Övervakningsmiljö grundvatten	Prioriterade lokaler	Övriga lokaler
Jord - Låg halt lösta ämnen	18059, 18207, 18208, 18212, 18219, 18220	18209, 18217, 18218
Jord - Medelhög halt lösta ämnen	18017, 18045, 18049, 18201, 18204, 18211, 18213, 18215	
Jord - Hög halt lösta ämnen	18205, 18210	
Berggrund - Medelhög halt lösta ämnen	18004, 18006, 18033, 18044, 18048, 18050, 18064, 18078	18003, 18005, 18007, 18010, 18013, 18071, 18077
Berggrund - Hög halt lösta ämnen	18018, 18029, 18038	18041
Berggrund – grunda bergbrunnar/kalksten	18035	18025
Berggrund – hög halt natrium, fluorid, varierande klorid	18014	18065, 18068, 18070, 18075

Inom Örebro län finns dessutom fler lokaler med miljöövervakningsdata för grundvattnet (figur 22). Dessa lokaler övervakar i första hand grundvatten med låg jonstyrka med syfte att beskriva försurningstendenser. Området Kindlahöjden är en av fyra referensstationer i landet för integrerad miljöövervakning. I samband med andra kommunala initiativ, vid uppbyggnad av data för övervakning enligt EG:s ramdirektiv för vatten, etc. kan andra lokaler tillkomma i ett framtida övervakningsnät av grundvattnets kemiska sammansättningen i länet.



Figur 22. Lokaler ingående i SGUs övervakning av grundvatten (SGUs hemsida, 2003-05).

- Blå markering: Referensstationer grundvatten
- Svart markering: SGUs grundvattennät
- Röd markering: Integrerad miljöövervakning

Denna studie har endast berört grundvattnets kemiska status. Även övervakning av den kvantitativa statusen ingår i EGs Ramdirektiv för vatten, och behandlas även inom miljökvalitetsmålet ”Grundvatten av god kvalitet” (Regeringen 2001). Om kvantitativ övervakning skall ingå i länets program bör övervägas.

7. Referenser

EG, 2000: Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 okt. 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder inom vattenpolitikens område.

Inst. för miljöanalys, 2002: ”Förteckning över ackrediterade metoder - Bilaga till kvalitetshandbok för kemiska analyslaboratoriet vid Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala”, version 4, 2002-05-07.

Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Grundvatten. Rapport 4915.

Olofsson, B., 1996: Salt Groundwater in Sweden – Occurrence and Origin. I: 14th Salt Water Intrusion Meeting, 16-21 June, Malmö. SGU, Rapporter och meddelanden 87, sid 91-100.

Pousette, J., Müllern, C.-F., Rurling, S. och Thunholm, B., 2000: Beskrivning till kartan över grundvattnet i Örebro län. SGU ser Ah20.

Regeringen, 2001: Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier, Prop. 2000/01:130.

Bilaga 1. Information om lokaler - jord

Typ av lokal är angiven som 1) grävd brunn (med uttag av grundvatten på visst djup) eller som 2) källbrunn/källa (med naturligt utflöde av grundvatten i markytan). Information om jordart har erhållits från jordartskarta eller från bedömning i fält.

Lokal	Typ av lokal	Jordart	Totaldjup (m)	Borrdjup jord (m)
18008	Grävd brunn	Sand/grus	4,6	4,6
18012	Källbrunn/källa	Morän/finsand	0,7	0,7
18017	Grävd brunn	Sand/grus/torv	5,5	5,5
18019	Grävd brunn	Morän	2,5	2,5
18022	Källbrunn/källa	Sand/grus	2,1	2,1
18034	Grävd brunn	Grovsilt/torv	5	5,0
18037	Grävd brunn	Lera/morän	3,9	3,9
18039	Grävd brunn	Isälvssediment	9	9,0
18045	Grävd brunn	Isälvssediment	35	35
18049	Grävd brunn	Morän	0	0
18059	Källbrunn/källa	Morän	0	0
18073	Grävd brunn	Lera över isälvssediment	4,7	4,7
18076	Grävd brunn	Sand/grus	3,9	3,9
18201	Källbrunn/källa	Sand	0	0
18202	Källbrunn/källa	Isälvssediment	0	0
18204	Källbrunn/källa	Isälvssediment	1,3	1,3
18205	Källbrunn/källa	Isälvssediment	0	0
18207	Källbrunn/källa	Isälvssediment	0,5	0,5
18208	Källbrunn/källa	Grus	0,3	0,3
18209	Källbrunn/källa	Sand	0,5	0,5
18210	Källbrunn/källa	Sand	0	0
18211	Källbrunn/källa	Grus/morän	0	0
18212	Källbrunn/källa	Finsand	0	0
18213	Källbrunn/källa	Finsand/torv	0,4	0,4
18215	Källbrunn/källa	Morän	0	0
18217	Källbrunn/källa	Morän	1	1,0
18218	Källbrunn/källa	Morän	0	0
18219	Källbrunn/källa	Isälvssediment	0	0
18220	Källbrunn/källa	Morän	0	0

Bilaga 2. Information om lokaler - berg

Samtliga är bergborrade brunnar utom lokal 18216 som är en källa. Information om bergart är hämtad från berggrundskarta och om överliggande jordart från jordartskarta eller från bedömning i fält.

Lokal	Grupp	Bergart	överliggande jordart	Totaldjup (m)	Borrdjup jord (m)
18003	Berg B	Gnejs	Morän	55	8,0
18004	Berg B	Gnejs	Morän	102	8,0
18005	Berg A	Gnejs	Morän	95	5,0
18006	Berg A	Granit	Lera	28	7,0
18007	Berg A	ögongnejs		40	2,5
18010	Berg B	Metavulkanit	Morän	100	2,0
18011	Berg A	Metavulkanit	Morän	40	7,0
18013	Berg B	Metavulkanit	Morän	120	1,5
18014	Berg B	Leptitgnejs	Morän	52	5,5
18018	Berg A	Granodiorit	Morän	70	4,0
18023	Berg A	Granit	Isälvs sediment	20	10,0
18025	Berg B	Metavulkanit/Kalksten	Morän	26	0,5
18029	Berg B	Sandsten/granit	Morän	52	11,0
18032	Berg B	Granit	Lera	107	13,0
18033	Berg A	Granit	Isälvs sediment	115	11,0
18035	Berg B	Kalksten	Grus	18	12,0
18036	Berg B	Sandsten/granit	Isälvs sediment	76	10,0
18038	Berg A	Granit	Morän	52	16,0
18041	Berg B	Leptit/Leptitgnejs	Morän	84	5,0
18044	Berg A	Granit/Leptit	Morän	58	12,0
18047	Berg A	Granit	Lera	60	1,0
18048	Berg B	Metavulkanit/Leptit	Morän	106	1,0
18050	Berg B	Metavulkanit/Hälleflinta	Morän	100	3,0
18051	Berg A	Metavulkanit/Hälleflinta	Morän	30	3,0
18055	Berg A	Metavulkanit/Hälleflinta	Morän	65	3,0
18058	Berg A	Metavulkanit/Hälleflinta	Morän/sand	60	5,0
18060	Berg A	Pegmatit	Morän/sand	103	13,0
18062	Berg B	Metavulkanit	Morän/sand	87	6,0
18064	Berg A	Glimmerkvartsit	Lera	110	6,0
18065	Berg B	Granit	Lera	93	4,0
18068	Berg B	Amfibolit/Leptit	Morän	43	5,5
18070	Berg B	Gnejsgranit	Morän	60	4,0
18071	Berg A	Leptit	Morän	67	3,0
18075	Berg A	Granit	Lera	100	4,0
18077	Berg A	Granit	Morän	60	
18078	Berg A	Metavulkanit	Morän	55	17,0
18216	Berg B/källa	Urkalksten	Saknas	0	0,0

