

Skry



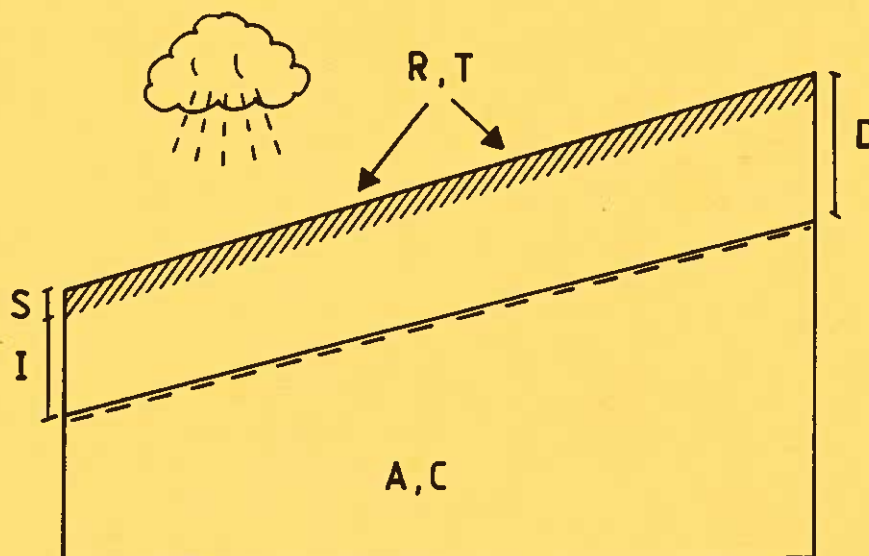
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
GEOHYDROLOGISKA FORSKNINGSGRUPPEN

Geologi
Geoteknik med grundläggning
Vattenbyggnad
Vattenförsörjnings- och avloppsteknik

ISSN 0347 - 8165

Sårbarhetsklassificering av grundvatten

Tillämpningar av standardiserade klassificerings-
system på svenska förhållanden



Lars Rosén

Licentiatuppsats



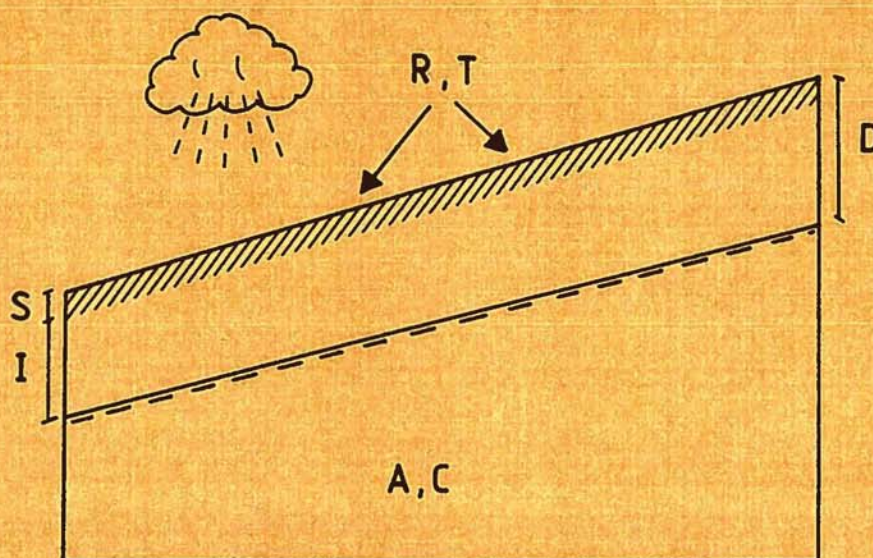
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
GEOHYDROLOGISKA FORSKNINGSGRUPPEN

Geologi
Geoteknik med grundläggning
Vattenbyggnad
Vattenförsörjnings- och avloppsteknik

ISSN 0347 - 8165

Sårbarhetsklassificering av grundvatten

Tillämpningar av standardiserade klassificerings-
system på svenska förhållanden



Lars Rosén

Licentiatuppsats



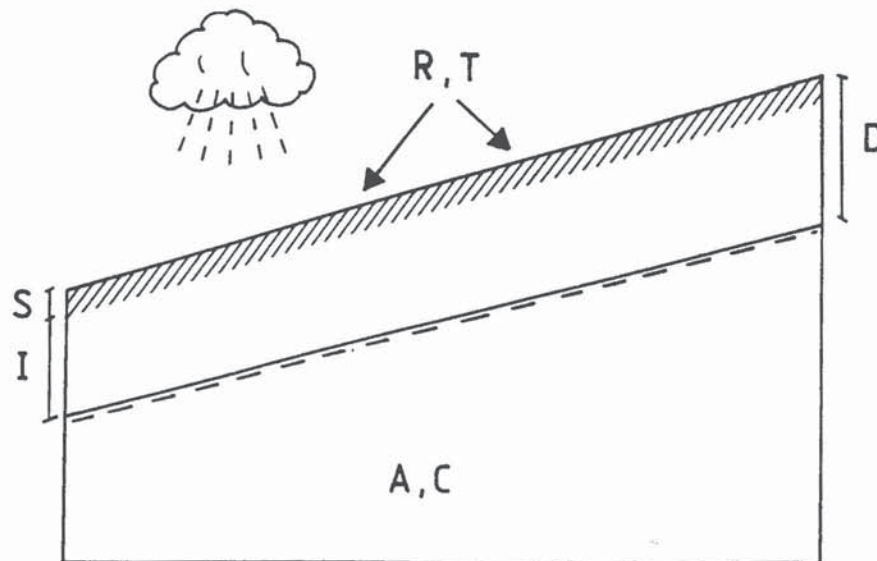
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
GEOHYDROLOGISKA FORSKNINGSGRUPPEN

Geologi
Geoteknik med grundläggning
Vattenbyggnad
Vattenförsörjnings- och avloppsteknik

ISSN 0347 - 8165

Sårbarhetsklassificering av grundvatten

Tillämpningar av standardiserade klassificerings-
system på svenska förhållanden



Lars Rosén

Licentiatuppsats

Adress : Geohydrologiska forskningsgruppen
Chalmers tekniska högskola
412 96 Göteborg
Tel. 031/72 21 67

SÅRBARHETSKLASSIFICERING AV GRUNDEVATTEN
Tillämpningar av standardiserade klassificeringssystem på svenska förhållanden

CLASSIFICATION OF GROUNDWATER VULNERABILITY
Applications of Standardized Classification Systems in Sweden

Lars Rosén, Department of Geology, Chalmers University of Technology and University of Göteborg, S-412 96 Göteborg, Sweden.

ABSTRACT

Two standardized systems for evaluating groundwater vulnerability, DRASTIC and the LeGrand-system, were studied in order to analyse their applicability to Swedish conditions. DRASTIC is a system for groundwater vulnerability mapping and the LeGrand-system is a site-specific evaluation technique for different kinds of waste sources, particularly waste-disposal sites. Both systems use a numerical rating methodology for a set of hydrogeologic parameters to classify hydrogeologic settings with respect to groundwater vulnerability.

The aim of the study was (1) to apply both systems in Sweden using existing information; (2) to evaluate the need for such systems among local authorities in Sweden; (3) to initiate an analysis of the properties of such systems; and (4) to identify what further studies should be performed to develop a system fully applicable to Swedish conditions.

Both systems were applied, whereas DRASTIC was chosen for a theoretical analysis. The DRASTIC-analysis indicated that (1) DRASTIC describes general hydrogeologic conditions properly; (2) the ratings of the parameters Soil Media and Topography should be based on other criteria than textural properties and surface runoff respectively to be applicable to Swedish conditions; (3) several parameters are redundant; (4) the redundancy and number of parameters (seven) lessen the effects of misjudgements of individual parameters; (5) the DRASTIC-parameters are essentially the same as the parameters that have been found to govern groundwater quality in areas exposed to acid rain in Sweden; and (6) DRASTIC considers implicitly the economical importance of the aquifer.

DRASTIC was applied in six Swedish communities and a planning tool for groundwater protection was suggested. This tool includes a DRASTIC-map supplemented by overlays showing drainage basins, water supplies, waste sources and groundwater resources. The tool was developed with respect to application in a geographical information system (GIS).

The LeGrand-system was applied at 28 waste-disposal sites and the applications indicated that the system can become a suitable tool for evaluation of closed-down landfills in Sweden.

The work indicated that (1) DRASTIC and the LeGrand-system are functional methods but can be further developed to be fully applicable to Swedish conditions; (2) the systems should be applied within a decision theory framework; (3) a vulnerability assessment system should be related to specific activities and their pollution scenarios; and (4) the methods should be applied in a GIS environment.

Key words: groundwater, vulnerability, pollution, classification systems, DRASTIC, LeGrand-system

FÖRORD

Ett ökat miljömedvetande i Sverige har på senare år medfört en mera omfattande lagstiftning vad gäller skydd och utnyttjande av grundvatten, t ex den nya plan- och bygglagstiftningen, PBL, från 1987. De nya lagstiftningarna ålägger kommunerna att planera för en bästa möjlig användning av grundvatt-
net. Några riktlinjer för hur ett underlag för en sådan planering kan tas fram finns dock inte. Föreliggande arbete, finansierat av Naturvårdsverkets forskningsnämnd, har genomförts i avsikt att studera om och hur standardiserade system för klassificering av grundvattnets sårbarhet kan användas för att framställa ett sådant planeringsunderlag. Arbetet har utförts mellan sommaren 1989 och maj 1991 vid Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet.

Jag vill tacka alla som på olika sätt bidragit till tillkomsten av denna uppsats. Ett speciellt tack till min handledare Olov Holmstrand som alltid lika intresserat ställt upp för diskussion och givit många goda råd.

Ett stort tack också till professor Gunnar Gustafson som knutit samman många lösa trådar.

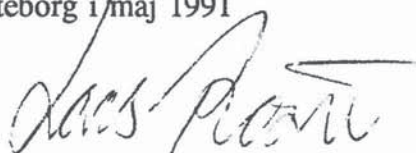
Chester Svensson, Per Wedel och Rodney Stevens har alla gett värdefulla synpunkter och uppmuntran under arbetet.

A very special thank you to Harry LeGrand, North Carolina, USA, who has given me a tremendous support and been a great source of inspiration during this work.

Tack till Per Karlsson som gjorde tillämpningarna i kommunerna möjliga och som har en stor del i utformningen av det förslag till planeringsunderlag som presenteras i föreliggande arbete.

Karin, tack för att Du står ut.

Göteborg i maj 1991



Lars Rosén

SAMMANFATTNING

Två standardiserade system för klassificering av grundvattnets sårbarhet, DRASTIC och LeGrand-systemet, har studerats i avsikt att undersöka hur sådana system fungerar i svenska förhållanden och hur de är uppbyggda. DRASTIC är ett system för kartläggning av grundvattnets sårbarhet inom större områden medan LeGrand-systemet är avsett för utvärdering av förhållandena vid enskilda föroreningskällor, främst avfallsupplag. Med båda systemen klassificeras hydrogeologiska egenskaper enligt ett parameterschema. Arbetets målsättning var följande:

Att praktiskt tillämpa båda systemen i svensk geologi med befintligt underlagsmaterial.

Att undersöka hur systemen uppfyller svenska kommuners behov av sårbarhetsvärderingar.

Att påbörja en analys av hur den här typen av system är uppbyggda.

Att ange vägar för en fortsatt utveckling och anpassning av sådana system till svenska förhållanden.

Båda systemen tillämpades praktiskt medan DRASTIC valdes för en teoretisk analys. Analysen av DRASTIC bedömdes vara viktig för att på ett principiellt plan studera hur ett standardiserat klassificeringssystem är uppbyggt och kan anpassas till svenska förhållanden. Resultaten från analysen är följande:

Systemet förmår att beskriva allmänna hydrogeologiska samband i svenska förhållanden.

Klassificeringarna i DRASTIC sker delvis med hänsyn till akviferens ekonomiska betydelse.

Parametrarna jordmånens material och topografi bör relateras till andra faktorer än textur respektive ytavrinning för att gälla specifikt för svenska förhållanden.

Parametrarna är i flera fall korrelerade, vilket medför en s k redundans i systemet.

Parametrarnas relativt stora antal (sju stycken) och redundansen minskar betydelsen av felbedömningar av enskilda parametrar.

I en studie av grundvattenförsurning i västra Sverige (Jonasson et al, 1985) har till stor del samma parametrar som används i DRASTIC konstaterats vara av betydelse för grundvattnets beskaffenhet vid belastning av sur nederbörd. Denna studie ger en kvantitativ indikation på att parametrarna är relevanta för svenska förhållanden.

Praktiska försök med DRASTIC i sex svenska kommuner har resulterat i ett förslag för hur ett underlag för översiktlig planering av skydd och utnyttjande av grundvattentillgångar kan framställas. I detta förslag utgör en sårbarhetskartan enligt DRASTIC en bas som på transparenta överlägg kompletterats med annan information som är av betydelse för planering i grundvattenfrågor:

Föroreningskällors läge och status

Vattentäckers läge och status

Jordbruksmark och djurhållare

Avrinningsområden

Grundvattentillgångar i jord

Grundvattentillgångar i berg

Förslaget är utvecklat med hänsyn till digital hantering i sk geografiska informationssystem (GIS). Tillämpningarna i kommunerna visade att det framtagna materialet är användbart och att behovet av den här typen av utvärderingar är stort.

LeGrand-systemet har testats för klassificering av sannolikheten för grundvattenförorening dels från avfallsupplag, dels från en eventuell olycka längs en vägsträcka. Systemet bedöms vara lämpligt för exempelvis klassificering av landets nedlagda avfallsdeponier. LeGrand-systemet har vid Geologiska institutionen CTH/GU också fungerat som en inspirationskälla för utveckling av en strategi för nylokalisering av avfallsupplag.

Den här typen av klassificeringssystem bedöms kunna ha en användning i svenska förhållanden. Det genomförda arbetet anger bl a följande vägar för en vidareutveckling och tillämpning av sådana system:

Principiellt viktiga egenskaper i DRASTIC, dvs parametervärdet, antalet parametrar, redundansen i systemet och eventuellt den ekonomiska aspekten, används.

Försök bör göras att tillämpa ett system i en beslutsteoretisk modell, där klassificeringarnas tillförlitlighet och värdet av den erfarenhet och det dataunderlag som utnyttjas kan värderas.

Metoden bör relateras till olika föroreningstyper och mänsklig verksamhet. En sådan anpassning skulle innebära att miljökonsekvenserna av specifika verksamheter, exempelvis de framtagna kommunala översiktsplanerna skulle kunna värderas med avseende på grundvattnets tålighet.

Metoden anpassas till hantering i geografiska informationssystem (GIS).

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

ABSTRACT		i
FÖRORD		ii
SAMMANFATTNING		iii
INNEHÅLLSFÖRTECKNING		v
1	INTRODUKTION	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Litteraturgenomgång	3
1.3	Problemställningar	5
1.4	Målsättning	5
1.5	Genomförande	5
2	BESKRIVNING OCH ANALYS AV DRASTIC-SYSTEMET	7
2.1	Inledning	7
2.2	Beskrivning av DRASTIC	7
2.2.1	Bakgrund	7
2.2.2	Kommentar till utformningen av DRASTIC	8
2.2.3	Klassificeringsmetodik	9
2.2.4	Hydrogeologiska typmiljöer	14
2.2.5	Integrering av klassificeringsmetodik och hydrogeologiska typmiljöer	16
2.2.6	Villkor	17
2.3	Analys av DRASTIC	18
2.3.1	Inledning	18
2.3.2	Parametrarnas individuella egenskaper	20
2.3.3	Kort geologisk beskrivning av ett försöksområde - Nyköpings kommun	27
2.3.4	Diskussion kring DRASTIC-parametrarnas inbördes samband med utgångspunkt från hydrogeologiska förhållanden inom Nyköpings kommun	28
2.3.5	Korrelationsanalys av DRASTIC-parametrarna	32
2.3.6	Jämförelse mellan DRASTIC-parametrarna och parametrar som uppvisar samband med grundvattnets surhet	36
2.4	Slutsatser	38

3	TILLÄMPNINGAR AV DRASTIC-SYSTEMET	40
3.1	Inledning	40
3.2	Tillämpningar i Sverige	40
3.2.1	Bakgrund	40
3.2.2	Justering av parametrarnas poängsättning	40
3.2.3	Underlag för klassificeringarna	42
3.2.4	Genomförande av klassificeringarna	43
3.2.5	Redovisning av DRASTIC-klassificeringarna	48
3.2.6	Kompletteringar till sårbarhetskartan	49
3.2.7	Beskrivning till de utförda arbetena	53
3.2.8	Kommentar till presentation av resultaten	54
3.2.9	Anvisningar för användning av det framtagna materialet	54
3.2.10	Utvärderingar med hänsyn till tid och ekonomi	55
3.2.11	Kommunernas användning av materialet	56
3.3	Tillämpningar i USA	58
3.4	Slutsatser	58
4	ANPASSNING AV DRASTIC TILL SVERIGE	59
4.1	Inledning	59
4.2	Beskrivning av hydrogeologiska typmiljöer för Sverige	59
4.2.1	Hydrogeologiska regioner	59
4.2.2	Exempel på beskrivning av en hydrogeologisk typmiljö	61
4.2.3	Kommentar	62
4.3	Modifiering av parametrarnas poängsättning	62
4.4	Beslutsteoretisk tillämpning av DRASTIC	63
4.5	Relatering av DRASTIC till mänsklig verksamhet	65
4.6	Anpassning till geografiska informationssystem (GIS)	66
5	LeGRAND-SYSTEMET	67
5.1	Inledning	67
5.2	Kort beskrivning av systemet	67
5.2.1	Etapp 1	67
5.2.2	Etapp 2	73
5.2.3	Etapp 3	74
5.2.4	Etapp 4	75
5.3	Tillämpningar i Sverige	76
5.3.1	Inledning	76
5.3.2	Resultat	76
5.3.3	Resultatens användning	77
5.4	Tillämpningar i USA	78
5.5	Anpassning av LeGrand-systemet till svenska förhållanden	78
5.6	Slutsatser	79

6	RESULTAT OCH SLUTSATSER	80
7	REFERENSER	85

Bilaga 1: Utdrag från DRASTIC-karta med kompletterande överlägg från kartläggning i Nyköpings kommun

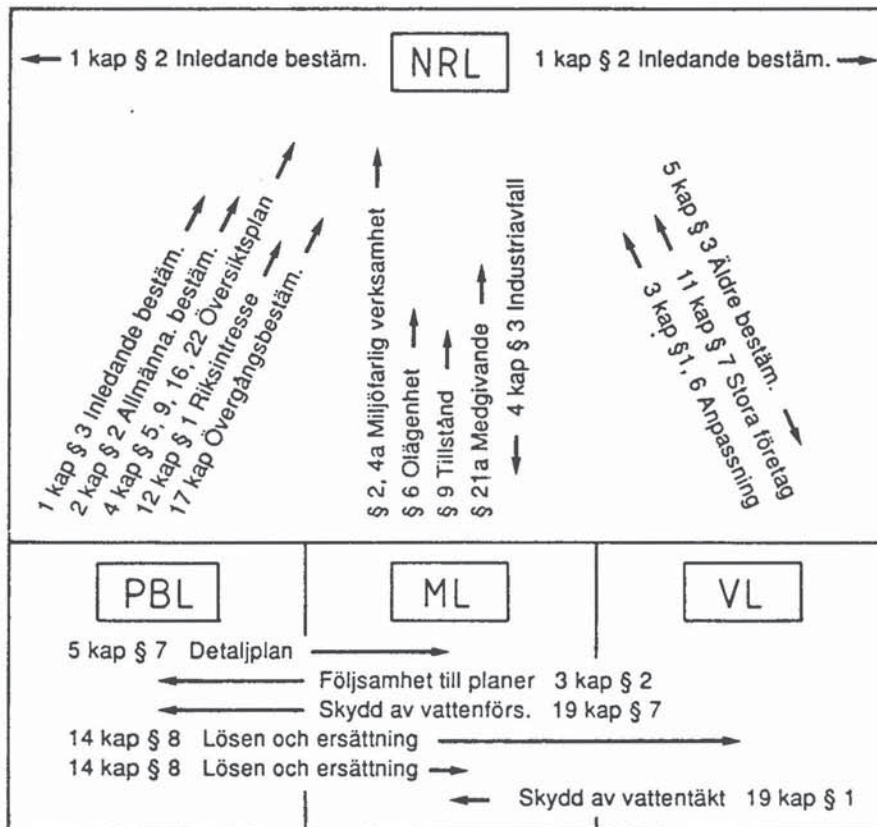
Bilaga 2: Dataunderlag för korrelationsanalysen i kapitel 2 - DRASTIC-klassificeringar i Nyköpings kommun.

1 INTRODUKTION

1.1 Bakgrund

Ungefär hälften av det kommunalt producerade dricksvattnet i Sverige utgörs av grundvatten. Av vattenförsörjningen i rurala områden, utanför det kommunala försörjningsnätet, utvinns i princip allt dricksvatten från grundvatten. Under senare år har olika hot mot grundvattnets kvalitet uppmärksamats alltmer. Avfallsdeponier, jordbruk, atmosfäriskt nedfall, etc är verksamheter från vilka påverkan på grundvattnets kvalitet kunnat beläggas. I takt med en ökad medvetenhet om föroreningsriskerna har också kraven på skydd av grundvattentillgångar ökat. Grundvattnet omfattas idag av ett stort antal lagar med långtgående konsekvenser (Åberg, 1988).

Enligt den nya naturresurslagen (NRL) från 1987 skall mark- och vattenområden användas för de ändamål de är bäst lämpade för. NRL gäller som en sk paraplylag för en rad lagstiftningar som är tillämpliga för grundvattenfrågor, t ex plan- och bygglagen (PBL), vattenlagen (VL) och miljöskyddslagen (ML). Figur 1.1 visar sambandet mellan dessa lagstiftningar. Ytterligare ett 30-tal lagar har i vissa avseenden anknytning till vatten (Lönegren, 1989).



Figur 1.1. Sambanden mellan naturresurslagen, plan- och bygglagen, miljöskyddslagen och vattenlagen, vilka samtliga är tillämpliga i grundvattenfrågor (Lönegren, 1989).

Grundvattnets stora betydelse för vattenförsörjningen och den ökade miljömedvetenheten med en skärpt lagstiftning vad gäller grundvatten har medfört ett ökat krav på bra planering för skydd och utnyttjande av grundvattentillgångar. Plan- och bygglagen (PBL) säger att "det är en kommunal angelägenhet att planera användningen av mark och vatten". PBL föreskriver också att en översiktsplan skall upprättas i varje kommun över hela kommunens yta och ange hur mark- och vattenområdena är avsedda att användas.

Nordberg (1988) beskrev hur klassificeringar av grundvattnets sårbarhet och skyddsvärde utgör en lämplig grund för en riktig planering i grundvattenfrågor. Med hänsyn till att både nuvarande och planerad markanvändning kan utgöra ett hot mot grundvattnets kvalitet finns ett uppenbart behov av sårbarhetsvärderingar för att kunna planera en bästa möjlig användning av markområden med hänsyn till grundvattnet.

Några färdiga metoder för hur sådana värderingar kan genomföras och hur ett underlag för grundvattenplanering kan tas fram finns dock inte i Sverige. I kommunerna saknas i många fall tillräcklig kunskap för att på egen hand utarbeta sådana underlag. Det finns därför behov av att utveckla dels metoder för klassificering av grundvattnets sårbarhet och skyddsvärde, dels en strategi för hur dessa resultat skall användas och hur grundvattenplanering bör genomföras. Oavsett om det gäller att prioritera åtgärder och detaljundersökningar vid befintliga verksamheter, eller att planera för nylokalisering av föroreningskällor eller uttagsplatser för grundvatten, bör angreppssättet vara detsamma. En stegvis och logiskt uppbyggd arbetsgång för värdering av grundvattnets sårbarhet och prioritering av vidare åtgärder är en förutsättning för en framgångsrik planering av grundvattenskydd.

DRASTIC (Aller et al, 1987) och LeGrand-systemet (LeGrand, 1983) är två amerikanska metoder i vilka en sådan stegvis arbetsgång tillämpas. Metoderna har delvis en likartad utformning och utnyttjar befintlig hydrogeologisk information som numeriskt klassificeras enligt standardiserade parameterscheman. DRASTIC är ett system för kartläggning av grundvattnets sårbarhet över större områden medan LeGrand-systemet är avsett för plats-specifika utvärderingar av förhållandena vid enskilda föroreningskällor, främst avfallsupplag. Båda systemen bedömdes vara av intresse för användning i Sverige eftersom de för upp bedömningarna av sårbarheten till ett principiellt plan, dvs vilka parametrar som generellt bör beaktas, istället för att röra enskildheter inom varje område. Metoderna tillhör de mest tillämpade för sårbarhetsvärderingar i USA.

Grundvattnets sårbarhet är ett begrepp som internationellt har definierats på flera olika sätt. På engelska betyder "vulnerable" (sårbar) i strikt mening: öppen för tillfogande av sår eller skada (The Oxford English Dictionary, Fifth Edition, 1964). Termen "grundvattnets sårbarhet" definieras därför i föreliggande arbete som grundvattnets mottaglighet för skada från en förorening. Begreppet sårbarhet är här enbart kopplat till de naturliga hydrogeologiska och geokemiska förutsättningarna att förhindra förorening av grundvattnet.

1.2 Litteraturgenomgång

I flertalet europeiska länder och i Nordamerika har man genomfört olika typer av värderingar av grundvattnets sårbarhet som ett led i planeringen i grundvattenfrågor. I bl a Frankrike, Västtyskland, och Tjeckoslovakien började sårbarhetskartläggningar utföras redan på 1960-talet. Dessa kartläggningar var mycket översiktliga och baserades enbart på kvalitativa bedömningar av geologiska parametrar, t ex typ, mäktighet och utbredning av den omättade zonen (Breeuwsma och van Duijvenbooden, 1987). I senare arbeten har i flera fall, förutom rent geologiska parametrar, även hydrogeologiska och geokemiska faktorer, såsom hydraulisk konduktivitet, sorptions- och reduktionsförmåga, jonbyteskapacitet, etc, inkluderats i sårbarhetskartläggningar (Villumsen et al, 1982; Breeuwsma och van Duijvenbooden, 1987).

Sårbarhetskartläggningar är i flera avseenden ett kontroversiellt ämne, där man i princip är överens om att dessa kartläggningar är värdefulla för en bra planering i grundvattenfrågor, men oense om hur de bör utföras. Cramer och Vrba (1987) konstaterar att det inte finns något standardiserat, enhetligt sätt att framställa sårbarhetskartor, som exempelvis för geologiska kartor. Detta beror dels på olika behov i olika länder och områden, dels på hur begreppet sårbarhet definieras. Andersen och Gosk (1987) och Matthess (1987) anser att sårbarhetskartor måste framställas enligt ett standardiserat förfarande så att resultat kan jämföras och att sårbarheten bör relateras till förorenings specifika egenskaper för att utvärderingarna skall kunna få en praktisk användning. Foster (1987) påpekar dock att på grund av små resurser och ofullständiga data kan mera generella metoder ofta vara lämpliga.

En väg ut ur denna diskussion med oenighet om hur sårbarhetskartläggningar bör genomföras kan vara att undersöka hur metoderna för dessa kartläggningar är uppbyggda och kan användas i ett beslutsteoretiskt perspektiv. Beslutsteori integrerar praktiska förutsättningar, t ex ekonomi och tid, med de undersökningsresultat utifrån vilka beslut måste fattas. I en beslutsteoretisk modell kan utvärderingars tillförlitlighet värderas utifrån befintlig information och erfarenhet. Hur beslutsteoretiska modeller byggs upp och kan användas i olika typer av hydrogeologiska utvärderingar, där bakgrundsdata ofta är ofullständiga, beskrivs bl a av Freeze et al (1990) och Butcher et al (1991). En bra sammanfattning av beslutsteoretiska tillämpningar ges av SKN (1991).

LeGrand (1964) beskrev olika geologiska, hydrogeologiska och geokemiska faktorer av betydelse för grundvattnets sårbarhet. Detta arbete utnyttjades aldrig direkt för sårbarhetskartläggning men resulterade i ett standardiserat klassificeringssystem för utvärdering av sannolikheten för förorening av grundvattentäkter från avfallsdeponier (LeGrand, 1983). Ett flertal andra, liknande klassificeringssystem för utvärdering av olika typer av föroreningskällor har utvecklats i USA, bl a av Pavoni (1972), Fenn et al (1975), Phillips et al, (1977), United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1979) och Corbin (1980).

LeGrand (1970) beskrev också hur klassificeringar av hydrogeologiska miljöer kan genomföras, så att hydrogeologiska processer och egenskaper i ett område översiktligt kan förutsägas genom relatering till en miljö med likartad geologisk uppbyggnad och verifierade förhållanden. LeGrand efterlyste ett hydrogeologiskt klassificeringssystem och menade att konceptet med typsektioner som är av fundamental betydelse i stratigrafiska studier också är användbart i hydrogeologiska utvärderingar och kartläggningar, inte bara med avseende på grundvattnets sårbarhet.

Heath (1984) klassificerade översiktligt USA i hydrogeologiska regioner, baserat på arbeten av Meinzer (1923) och Thomas (1952). LeGrands arbeten och Heaths regionindelning utgjorde grunden vid utvecklingen av DRASTIC (Aller et al, 1987). Klassificeringsförfarandet är mera utvecklat i DRASTIC än i flertalet andra metoder för sårbarhetskartläggningar. De senare är i flera fall (Breeuwsma och van Duijvenbooden, 1987; Margat och Suais-Parascandola, 1987) mera traditionella kartläggningar av hydrogeologiska och geokemiska mätdata som på varierande sätt används som underlag för sårbarhetsvärderingar. DRASTIC ingår som en del i United States Environmental Protection Agency's (USEPA) program med grundvattenskydd och har använts vid ett stort antal sårbarhetskartläggningar i USA (Barber, 1988; Wagner, 1988; Corbitt, 1989; University of Cincinnati, 1989; Liddle et al, 1987; m fl). I Storbritannien har Foster (1987) utvecklat ett indexerat system - GOD, i vissa avseenden liknande DRASTIC - för översiktlig sårbarhetsvärdering.

I flera länder, t ex Frankrike (Margat och Suais-Parascandola, 1987), Danmark (Villumsen et al, 1982), Belgien (De Smedt et al, 1987; Goosens och van Damme, 1987), Storbritannien (Carter et al, 1987), Nederländerna (Breeuwsma och van Duijvenbooden, 1987) och Canada (Villeneuve et al, 1987; Ostry et al, 1987) pågår eller planeras arbete med att integrera rena hydrogeologiska parametrar med faktorer för olika föroreningstypers egenskaper, vanligen med anknytning till jordbruk. Anledningen är att en sådan integrering bedöms kunna öka användbarheten för utvärderingarna, vilka då kan gälla för specifika föroreningstyper.

I Sverige är sårbarhetskartläggningar av mark och grundvatten en relativt ny företeelse. Förutom de kartläggningar som genomförts inom föreliggande arbete har SGU sammanställt kartor över känsligheten för infiltration av föroreningar som en del av de hydrogeologiska länskartorna i skala 1:250 000 (SGU, 1985, 1989, m fl). Vid Geologiska institutionen CTH/GU har en omfattande studie av grundvattenförsurning genomförts i västra Sverige (Jonasson et al, 1985, 1989; Lång, 1989; Swedberg, 1989). Kartor över grundvattnets surhet i Dalsland och Göteborgs- och Bohus län redovisades av Lång och Swedberg (1986, 1988). Denna studie, tillsammans med andra utvärderingar av surt grundvatten, av exempelvis Jacks och Knutsson (1982), utgör kartläggningar av grundvattnets beskaffenhet och därmed också sårbarhet eller känslighet för försurning. Några egentliga klassificeringssystem för utvärdering av grundvattnets sårbarhet har dock inte tillämpats i Sverige.

1.3 Problemställningar

En allmän utgångspunkt för projektet var att granska följande problemställningar:

Hur fungerar DRASTIC och LeGrand-systemet i svensk geologi och med befintligt underlagsmaterial?

Hur är den här typen av klassificeringssystem uppbyggda?

Systemen innehåller ett flertal parametrar vilka dels genom individuella egenskaper, dels genom inbördes samband är av betydelse för hur sårbarheten beskrivs. Dessa egenskaper och samband uttrycks inte alltid explicit i systemen men bör klargöras för att skapa en grund för vidareutveckling och anpassning av dessa eller liknande metoder till svenska förhållanden.

1.4 Målsättning

En realistisk målsättning med hänsyn till projektets resurser var följande:

1. Att förutsättningslöst testa båda systemen praktiskt i Sverige för att undersöka hur de i sina ursprungliga utföranden fungerar i olika typer av svensk geologi och med befintligt underlagsmaterial.
2. Att inleda en teoretisk analys av egenskaperna hos ett system. I första hand bör parameterval och parametrarnas individuella egenskaper och inbördes samband studeras för att undersöka utifrån vilka förutsättningar sårbarheten beskrivs.
3. Att undersöka hur dessa system svarar mot kommunernas behov och om möjligt ange ett förslag för hur den här typen av system kan tillämpas för fysisk planering.
4. Att ange möjliga vägar för en fortsatt utveckling och anpassning av klassificeringssystem till svenska förhållanden.

1.5 Genomförande

Projektets genomförande har till stor del varit beroende av de ekonomiska medel som funnits att tillgå. Följande moment har genomförts:

1. "Pilot-projekt" i sex kommuner för att testa metoderna i olika typer av svensk geologi och med befintligt underlagsmaterial. Dessutom genomfördes pilot-försöken för att värdera hur den här typen av metoder kan tillämpas för framställning av underlagsmaterial för översiktlig planering av skydd och utnyttjande av grundvattnet i kommunerna. Försöken

genomfördes i följande kommuner: Kungsbacka (Rosén, 1989a), Varberg (Rosén, 1989b), Borås (Karlsson, 1989a), Skövde (Karlsson, 1989b), Uddevalla (Rosén, 1989c) och Nyköping (Karlsson och Rosén, 1990). DRASTIC tillämpades i samtliga dessa projekt medan LeGrand-systemet användes i tre av kommunerna: Kungsbacka, Varberg och Uddevalla.

2. Teoretisk analys av ett system. DRASTIC valdes för denna studie, vilken omfattade:
 - a. Diskussion kring parametrarnas individuella egenskaper och vad dessa innebär för beskrivningen av sårbarheten.
 - b. Korrelationsanalys av DRASTIC-parametrarna för att undersöka deras inbördes samband i systemet.
 - c. Studie av parametrarnas relevans genom att jämföra DRASTIC-parametrarna med parametrar som i andra arbeten konstaterats vara av betydelse för grundvattnets påverkan från föroreningar i svenska förhållanden.

Den teoretiska studien har således inriktats på parametervälets relevans och parametrarnas egenskaper. Någon analys av i vilken grad parametrarnas relativa betydelse eller vikt i DRASTIC är riktig har inte kunnat genomföras. Parametrarna har viktats genom ett konsensusförfarande eftersom något tillräckligt dataunderlag för att kvantitativt åstadkomma sådana vikter inte finns.

Innan det egentliga projektet startade hade examensarbeten genomförts med LeGrand-systemet (Ledskog och Nilsson, 1986; Rosén, 1987) och DRASTIC (Granath, 1989). Dessutom hade ett mindre försök genomförts med DRASTIC tillsammans med en metod från Massachusetts, USA för sammanställning av underlag för grundvattenplanering. Studieresor till USA gjordes dels innan projektstarten (Rosén, 1988), dels under projektets gång (Rosén, 1990b).

2 BESKRIVNING OCH ANALYS AV DRASTIC-SYSTEMET

2.1 Inledning

I avsikt att redogöra för DRASTICs egenskaper och dess förmåga att beskriva hydrogeologiska samband ges i detta kapitel en sammanfattande beskrivning av systemet och en studie av de ingående parametrarnas egenskaper. En korrelationsanalys har genomförts i avsikt att studera parametrarnas inbördes samband. Dessutom har en jämförelse mellan DRASTIC och ett svenskt arbete med grundvattenförsurning genomförts. Dessa studier utgör ett första principiellt viktigt steg i en djupare analys av hydrogeologiska klassificeringssystem och bildar grund för ett fortsatt arbete med vidareutveckling av sådana system med avseende på svenska förhållanden.

De parametrar som ingår i DRASTIC är statiska, och beskriver endast naturliga, hydrogeologiska förhållanden som inte varierar, sett över långa tidsperioder. Systemet tar således inte specifikt hänsyn till föroreningars egenskaper eller hur dessa hamnat i det aktuella området. Systemet skall därför inte jämföras med metoder som syftar till att utvärdera en viss befintlig eller potentiell föroreningssituation eller dennas utveckling med tiden. Med hänsyn till systemets intentioner kan DRASTIC således endast studeras i ett hydrogeologiskt perspektiv, med mycket generella hänsyn till föroreningars egenskaper.

2.2 Beskrivning av DRASTIC

2.2.1 Bakgrund

DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings (Aller et al, 1987) är ett standardiserat system för klassificering och kartläggning av grundvattnets relativa sårbarhet för förorening, med hänsyn till hydrogeologiska faktorer. Metoden är utvecklad av National Water Well Association (NWWA) på uppdrag av USAs naturvårdsverk - United States Environmental Protection Agency (USEPA).

DRASTIC är resultatet av ett arbete som initierades av hydrogeologen Harry E LeGrand och som inledningsvis var inriktat på att utarbeta ett klassificeringssystem för hydrogeologiska miljöer i USA, liknande det som tillämpas vid jordmånsklassificering (Soil Conservation Service, 1960 och 1975). Arbetet ändrade dock efterhand målsättning och kom slutligen att helt inriktas mot grundvattnets sårbarhet (Lehr, pers komm).

Systemet är endast avsett för översiktlig kartläggning och kan inte ersätta detaljerade undersökningar. Metoden är ämnad att utgöra ett, bland flera, underlag för planering i grundvattenfrågor (Aller et al, 1987).

DRASTIC består av två huvuddelar:

- 1) Klassificeringsmetodik
- 2) Beskrivningar av hydrogeologiska typmiljöer ("hydrogeologic settings")

DRASTIC har utarbetats för två typer av tillämpningar, dels en generell där föroreningars egenskaper endast mycket översiktligt beaktas, dels en mera specifik med avseende på bekämpningsmedel (pesticider), främst inom jordbruket. I föreliggande arbete har endast den förstnämnda, generella versionen studerats.

Beskrivningarna av de hydrogeologiska typmiljöerna utgör vägledningar och referenser för klassificeringarna. Några beskrivningar av hydrogeologiska typmiljöer har inte utarbetats för Sverige. I moment 4.2 diskuteras dock möjligheterna för sådana beskrivningar, grundade på den hydrogeologiska indelning av Sverige som föreslagits av Knutsson och Fagerlind (1977).

2.2.2 Kommentarer till utformningen av DRASTIC

Varje hydrogeologisk miljö har egenskaper som i varierande grad inverkar på grundvattnets sårbarhet för förorening. För att beskriva sårbarheten togs vid valet av parametrar i DRASTIC hänsyn till i första hand följande faktorer (Aller et al, 1987):

- 1) Parametrarnas förmåga att tillsammans beskriva de naturliga egenskaper som är av störst betydelse för grundvattnets sårbarhet.
- 2) Möjligheten att någorlunda enkelt kunna finna och bedöma värden för dessa parametrar, dvs parametrarna måste vara möjliga att skatta på basis av erfarenhet.

Målsättningen med DRASTIC var inte att utveckla en metod för att ge en fullständigt sann bild av grundvattnets sårbarhet. Utvärderingar av sårbarheten i exakta, absoluta värden bedömdes inte vara möjliga på grund av otillräckliga mängder data. Istället inriktades arbetet på att klassificera grundvattnets sårbarhet i relativa värden utifrån befintliga hydrogeologiska uppgifter och erfarenheter (Lehr, pers komm). En fundamental grund för utvecklingen av DRASTIC utgjorde insatser av LeGrand (1964, 1970) som visade på möjligheten att bedöma processer och egenskaper genom klassificering av en hydrogeologisk miljö och jämföra denna med miljöer med likartade och verifierade förhållanden.

LeGrand-systemets sätt att numeriskt klassificera och integrera olika parametrar för att få en relativ värdering av en viss situation (se kapitel 5) utnyttjades som bas vid utvecklingen av klassificeringsmetodiken i DRASTIC.

För utarbetandet av den slutgiltiga klassificeringsmetodiken tillämpades ett s k konsensus- eller "delphi"-förfarande. En expertgrupp, bestående av ca 40 personer med varierande vetenskaplig bakgrund, medverkade i detta arbete (Lehr, pers komm).

Delphi-förfarandet innebär att expertgruppen diskuterar ett problem och de synpunkter och resultat som framkommer vid denna diskussion utvärderas och sammanfattas av en utomstående mindre grupp. Därefter diskuteras problemet på nytt i expertgruppen men nu med utgångspunkt från utvärderingen av den förra diskussionens resultat. Detta förfarande upprepas ett antal gånger för varje problem och slutresultatet blir en kompromiss av åsikterna hos de olika individerna i expertgruppen. Detta är en beslutsgång som ofta används när komplicerade samband skall utvärderas utan att en tillräcklig mängd tillförlitliga data finns att tillgå. Resultaten bygger således istället på expertgruppens gemensamma erfarenheter och värderingar på området.

2.2.3 Klassificeringsmetodik

Namnet DRASTIC är bildat av begynnelsebokstäverna hos de sju parametrar som studeras vid klassificering med systemet:

- D Depth to groundwater (djup till grundvattenytan)
- R (Net) Recharge (grundvattenbildning)
- A Aquifer Media (akviferens material)
- S Soil Media (jordmånens material)
- T Topography (topografi)
- I Impact of the Vadose Zone Media (den omättade zonens material under jordmånen)
- C (Hydraulic) Conductivity of the Aquifer (akvifermaterialalets hydrauliska konduktivitet)

Parametrarna är viktade i förhållande till varandra med hänsyn till betydelsen för grundvattnets sårbarhet. Ju mera betydelsefull en parameter är, desto högre vikt (tabell 2.1). Respektive parameters vikt förändras beroende på om utvärderingen görs med avseende på en generell föroreningstyp eller specifikt med avseende på pesticider. Några andra viktförändringar än för pesticider finns inte.

Tabell 2.1. DRASTIC-parametrarnas vikter (efter Aller et al. 1987).

Parameter	Vikt	
	Generella föroreningar	Pesticider
D Djup till grundvattenytan	5	5
R Grundvattenbildning	4	4
A Akviferens material	3	3
S Jordmånens material	2	5
T Topografi	1	3
I Den omättade zonens material under jordmånen	5	4
C Akvifermateriallets hydrauliska konduktivitet	3	2

Vid klassificering med systemet poängsätts parametrarna, vilka därför delats in i intervall (D, R, T och C) eller materialtyper (A, S och I). En låg poäng hos en parameter är, med hänsyn till grundvattnets sårbarhet, mera fördelaktigt än en hög. För A och I anges både ett poängintervall och "typ-poäng". Användaren har därmed möjlighet att ändra poängen inom dessa intervall för ett visst geologiskt material med hänsyn till variationer i materialets egenskaper.

Tabellerna 2.2-2.8 redovisar respektive parameters vikt, poäng samt materialtyp eller intervall. Tabellerna är direkt översatta från det amerikanska originalet med omvandlingar till metersystemet där så varit möjligt. Vad gäller beteckningarna "loam" och "muck" i tabellen för jordmånens material, har dock ingen svensk översättning varit möjlig. I avsnittet om modifieringar av DRASTIC (moment 4.3) diskuteras en indelning av parametrarna med avseende på anpassning till svenska förhållanden.

Tabell 2.2. Intervall, poäng och vikt för djup till grundvattenytan, D (efter Aller et al. 1987).

Intervall		Poäng
fot	meter	
0-5	0-1,5	10
5-15	1,5-4,5	9
15-30	4,5-9	7
30-50	9-15	5
50-75	15-23	3
75-100	23-30	2
> 100	> 30	1

Vikt: 5 / Pesticid-vikt: 5

Tabell 2.3. Intervall, poäng och vikt för grundvattenbildning, R (efter Aller et al. 1987).

Intervall		Poäng
tum/år	millimeter/år	
0-2	0-50	1
2-4	50-100	3
4-7	100-175	6
7-10	175-250	8
> 10	> 250	9

Vikt: 4 / Pesticid-vikt: 4

Tabell 2.4. Materialtyper, poäng och vikt för akviferens material, A (efter Aller et al. 1987).

Materialtyper	Poäng	Typ-poäng
Massiv skiffer	1-3	2
Kristallint berg	2-5	3
Vittrat kristallint berg	3-5	4
Morän	4-6	5
Sandsten/kalksten/lersten i sekvens	5-9	6
Massiv sandsten	4-9	6
Massiv kalksten	4-9	6
Sand och grus	4-9	8
Basalt	2-10	9
Karst	9-10	10

Vikt: 3 / Pesticid-vikt:3

Tabell 2.5. Materialtyper, poäng och vikt för jordmånens material, S (efter Aller et al, 1987). ("Loam" är en benämning på ett jordmaterial med en kornstorleksfördelning enligt följande: 25-50% silt, 7-27% ler och 0-50% sand. "Muck" är en organisk jordart med högre halt av finkornigt, minerogent material än torv)

Materialtyp	Poäng
Mycket tunn eller ingen jordmån	10
Grus	10
Sand	9
Torv	8
Svällande och/eller aggregatbildande lera	7
Sandig "loam"	6
"Loam"	5
Siltig "loam"	4
Lerig "loam"	3
"Muck"	2
Homogen lera	1

Vikt: 2 / Pesticid-vikt: 5

Tabell 2.6. Intervall, poäng och vikt för topografi, T (efter Aller et al, 1987).

Intervall (lutning i %)	Poäng
0-2	10
2-6	9
6-12	5
2-18	3
> 18	1

Vikt: 1 / Pesticid-vikt: 3

Tabell 2.7. Materialtyper, poäng och vikt för den omättade zonens material under jordmånen, I (efter Aller et al, 1987).

Materialtyp	Poäng	Typ-poäng
Tätande lager	1	1
Silt/lera	2-6	3
Skiffer	2-5	3
Kristallint berg	2-8	4
Kalksten	2-7	6
Sandsten	4-8	6
Kalksten/sandsten/lersten i sekvens	4-8	6
Sand och grus med betydande mängd silt och ler	4-8	6
Sand och grus	6-9	8
Basalt	2-10	9
Karst	8-10	10

Vikt: 5 / Pesticid-vikt: 4

Tabell 2.8. Intervall, poäng och vikt för akvifer materialets hydrauliska konduktivitet, C (efter Aller et al, 1987). (gpd/ft² = gallons per day per square foot).

Intervall		Poäng
gpd/ft ²	m/s	
1-100	< 5 x 10 ⁻⁵	1
100-300	5 x 10 ⁻⁵ - 1,5 x 10 ⁻⁴	2
300-700	1,5 x 10 ⁻⁴ - 3 x 10 ⁻⁴	4
700-1000	3 x 10 ⁻⁴ - 5 x 10 ⁻⁴	6
1000-2000	5 x 10 ⁻⁴ - 1 x 10 ⁻³	8
> 2000	> 1 x 10 ⁻⁴	10

Vikt:3 / Pesticid-vikt: 2

När intervall och materialtyper för parametrarna bedömts inom ett område kan ett numeriskt, relativt värde på grundvattnets sårbarhet, kallat DRASTIC-index, beräknas enligt följande:

$$D_V D_P + R_V R_P + A_V A_P + S_V S_P + T_V T_P + I_V I_P + C_V C_P = \text{DRASTIC-index} \quad (2.1)$$

där P = poäng och V = vikt.

Ju högre DRASTIC-index ett område får, desto mera sårbart är detta område i förhållande till omgivningen. DRASTIC-index är således ett relativt värde och resultaten skall inte ses som absoluta mått på grundvattnets sårbarhet (Aller et al, 1987).

2.2.4. Hydrogeologiska typmiljöer

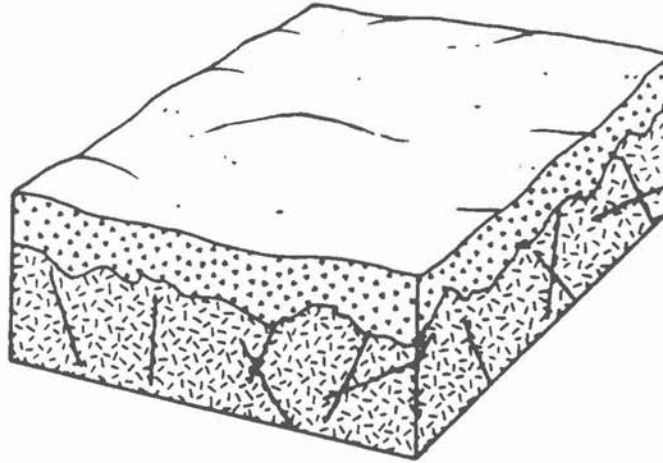
För vägledning och referens vid klassificering med systemet innehåller DRASTIC ett antal beskrivningar av hydrogeologiska typmiljöer för varje hydrogeologisk region i USA. Regionindelningen utfördes av Heath (1984). Regionindelningen i DRASTIC är något förändrad jämfört med Heaths arbete eftersom den särskilda regionen "Alluvial Valleys" inkorporerats i övriga regioner. Följande indelning av hydrogeologiska regioner används i DRASTIC (figur 2.1):

- 1) Western Mountain Ranges
- 2) Alluvial Basins
- 3) Columbia Lava Plateau
- 4) Colorado Plateau and Wyoming Basin
- 5) High Plains
- 6) Nonglaciaded Central Region
- 7) Glaciaded Central Region
- 8) Piedmont and Blue Ridge
- 9) Northeast and Superior Uplands
- 10) Atlantic and Gulf Coastal Plain
- 11) Southeast Coastal Plain
- 12) Hawaiian Islands
- 13) Alaska



Figur 2.1. Den hydrogeologiska regionindelningen av USA (efter Heath, 1984).

Geologisk uppbyggnad och hydrogeologiska egenskaper beskrivs för varje typmiljö i en kort text tillsammans med ett schematiskt blockdiagram och en DRASTIC-klassificering av denna miljö. Figur 2.2 och tabellerna 2.9 och 2.10 visar ett exempel på blockdiagram med klassificering av en av de hydrogeologiska typmiljöerna inom region 9 - Northeast and Superior Uplands. Denna region har i flera avseenden geologiska förhållanden liknande de svenska, med glacigena avsättningar på kristallin berggrund.



Figur 2.2. Blockdiagram för typmiljö 9Da i DRASTIC, morän på kristallint berg i region 9 - Northeast and Superior Uplands (efter Aller et al, 1987).

Tabell 2.9. DRASTIC-klassificering av typmiljö 9Da, morän på kristallint berg inom region 9 - Northeast and Superior Uplands (efter Aller et al, 1987).

Parameter	Intervall/ materialtyp	Vikt	Poäng	Resultat (VxP)
Depth	4,5-9 m	5	7	35
Recharge	175-250 mm/år	4	8	32
Aquifer	Kristallint berg	3	3	9
Soil	"Loam"	2	5	10
Topography	2-6%	1	9	9
Imp. Vadose	Silt/Lera	5	3	15
Cond.	1-100 gpd/ft ²	3	1	3

DRASTIC-index:113

Tabell 2.10. DRASTIC-klassificering med avseende på pesticider av typmiljö 9Da, morän på kristallint berg inom region 9 - Northeast and Superior Uplands (efter Aller et al. 1987).

Parameter	Intervall/ materialtyp	Vikt	Poäng	Resultat (VxP)
Depth	4,5-9 m	5	7	35
Recharge	175-250 mm/år	4	8	32
Aquifer	Kristallint berg	3	3	9
Soil	"Loam"	5	5	25
Topography	2-6%	3	9	27
Imp. Vadose	Silt/Lera	4	3	12
Cond.	1-100 gpd/ft ²	2	1	2

Pesticid DRASTIC-index: 142

Den beskrivande texten för denna hydrogeologiska typmiljö, morän på kristallint berg, är följande (i översättning efter Aller et al, 1987):

"Denna hydrogeologiska miljö karakteriseras av måttligt låg topografisk relief och varierande mäktigheter av morän, överlagrande kraftigt uppsprucken, veckad och förkastad berggrund av magmatiskt eller metamorft ursprung med mindre förekomster av sedimentära bergarter. Moränen är i princip osorterade avsättningar, vilka lokalt kan innehålla lager av sand och grus. Även om grundvatten finns tillgängligt i både de glacigena avsättningarna och den uppspruckna berggrunden, utgör berggrunden vanligen den huvudsakliga akviferen. Moränen utgör källa för grundvattenbildning i berggrunden. Även om nederbörden är riklig, är grundvattenbildningen endast måttligt hög på grund av moränens låga genomsläpplighet och att de mest ytnära avsättningarna vanligen vittrats till "loam" (jordart bestående av 25-50% silt, 7-27% ler och 0-50% sand, förf. anm.). Djupet till grundvattenytan varierar extremt mycket, bl a beroende på moränens mäktighet, men vanligen är grundvattenytan relativt marknära."

2.2.5 Integrering av klassificeringsmetodik och hydrogeologiska miljöer.

Vid klassificering används de hydrogeologiska typmiljöerna som en vägledning där användaren kan justera värdena hos de olika parametrarna, beroende på specifika förhållanden inom området. Där kunskapen om området inte är tillräckligt detaljerad för att förändra någon parameters värde, får typmiljöns värden gälla i klassificeringen.

Varje område inom vilket samtliga parametrars poäng inte varierar utgör således en hydrogeologisk miljö eller DRASTIC-miljö med ett specifikt

DRASTIC-index. Beroende på DRASTIC-index färgläggs sårbarhetskartan enligt färgkoden i tabell 2.11.

Endast en akvifer kan utvärderas med DRASTIC i en och samma kartbild i ett område. I de fall då flera akviferer förekommer måste alltså ett beslut tas om vilken akvifer som är av störst intresse - skall den känsligaste (vanligen den översta) eller den ekonomiskt viktigaste akviferen redovisas? Från planerings-synpunkt torde det senare kriteriet vanligen vara lämpligt. Skall flera akviferer klassificeras måste mer än en karta framställas över samma område.

Hur klassificeringar utförs rent praktiskt beskrivs i moment 3.2.3.

Tabell 2.11. Färgkod för färgläggning av sårbarhetskarta enligt DRASTIC (efter Aller et al, 1987).

DRASTIC-index	Färg
< 80	Violett
80-99	Mörkblå
100-119	Ljusblå
120-139	Mörkgrön
140-159	Ljusgrön
160-179	Gul
180-199	Orange
> 199	Röd

2.2.6 Villkor

Resultaten från utvärderingar med den generella versionen av DRASTIC gäller enligt följande antaganden (Aller et al, 1987):

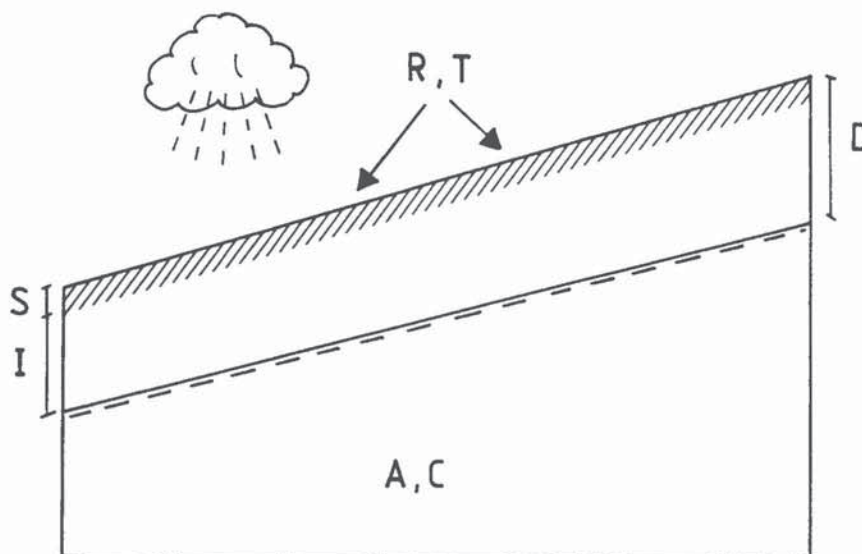
- föroreningen appliceras på markytan
- föroreningen infiltrerar tillsammans med nederbörden
- föroreningen har ungefär samma rörlighet som vatten i mark
- de utvärderade områdena är ca 40 ha, dvs ca 600 x 600 meter, eller större

Föroreningars egenskaper har således endast beaktats mycket generellt i DRASTIC. Resultaten säger ingenting om i vilken utsträckning grundvattnet och marken tål belastning från en viss typ av förorening eller verksamhet. I kapitel 4 diskuteras möjligheterna för anpassning av metoden till klassificeringar med hänsyn till olika typer av mänsklig aktivitet. Den möjlighet som redan nu finns i DRASTIC, med utvärderingar med hänsyn till pesticider, är en sådan anpassning.

2.3 Analys av DRASTIC

2.3.1 Inledning

DRASTIC syftar till att generellt beskriva förutsättningarna för transport av föroreningar i hela den hydrogeologiska miljön, från markytan genom den omättade zonen och i grundvattenzonen (figur 2.3):



Figur 2.3. DRASTIC-parametrarnas rumsliga plats i en hydrogeologisk miljö. D = djup till grundvattenytan, R = grundvattenbildning, A = akviferens material, S = Jordmånens material, T = topografi, I = den omättade zonen material under jordmånen, C = akvifermateriallets hydrauliska konduktivitet.

Genom valet av parametrar beskrivs, enligt villkoren i DRASTIC (moment 2.2.6), förutsättningarna för transport av föroreningar i tre delar av den hydrogeologiska miljön:

- 1) Förutsättningarna för infiltration av nederbörd, urlakning och vidare transport av föroreningar i de översta marklagren genom grundvattenbildning (R), jordmånens material (S) och topografi (T).
- 2) Förutsättningarna för vidare perkolation av föroreningar från de översta marklagren till grundvattenytan genom den omättade zonen material under jordmånen (I) och djupet till grundvattenytan (D).

- 3) Förutsättningarna för transport av föroreningar i grundvattenzonen genom akviferens material (A) och akvifermaterialets hydrauliska konduktivitet (C).

Som ett led i analysen av DRASTIC presenteras nedan i moment 2.3.2 en diskussion kring de olika parametrarnas individuella egenskaper. Diskussionen tar främst hänsyn till naturliga förhållanden och ser endast mycket generellt till föroreningarnas egenskaper.

Parametrarna är på olika sätt kopplade till varandra och deras inbördes relationer är komplexa. Enligt en diskussion förd med hänsyn till allmänna, hydrogeologiska principer kan dock ett antal direkta och indirekta samband mellan parametrarna antas. En sådan diskussion presenteras i moment 2.3.4 med avseende på förhållanden i Nyköpings kommun där en DRASTIC-kartläggning utförts (Karlsson och Rosén, 1990). Diskussionen genomförs endast med hänsyn till öppna akviferer inom Nyköpings kommun eftersom samband som gäller i slutna akviferer i flera fall inte överensstämmer med de för öppna magasin. Exempelvis kan inte sambandet mellan djupet till grundvattenytan och det geologiska materialet förväntas vara likartat i öppna och slutna akviferer. Utvärdering av slutna akviferer diskuteras i moment 3.2.4.

För att undersöka hur systemet klarar att hantera och beskriva dessa samband som utifrån en allmänt hållen diskussion kan förväntas finnas, genomfördes en korrelationsanalys av DRASTIC-parametrarna på Nyköpingsresultaten. Korrelationsanalysen genomfördes enbart med hänsyn till öppna akviferer.

Den statistiska terminologin i de följande avsnitten är enligt definitionerna i Blom (1984).

Avsikten vid valet av område för diskussionen kring hydrogeologiska samband och korrelationsstudien var att välja ett område med en distinkt geologisk karaktär, dvs där sambanden mellan parametrarna kan förväntas vara entydiga över hela området. Om en korrelationsanalys genomförs över ett större område inom vilket de geologiska förhållandena varierar kraftigt kan svagare korrelationer mellan parametrarna förväntas, pga exempelvis stora olikheter i terrängförhållanden och belägenhet i förhållande till högsta kustlinjen. Korrelationsstudien har således utförts med antagandet att lokal stationaritet för parametrarna råder inom Nyköpings kommun, vilket med hänsyn till geologiska förhållanden kan antas vara rimligt. I efterhand genomfördes en korrelationsstudie av resultaten från samtliga sex genomförda DRASTIC-kartläggningar gemensamt. Detta för att undersöka om samma korrelationer förekommer regionalt och för att få en jämförelse av hur mycket de geologiska skillnaderna mellan de olika kommunerna betyder.

Slutligen gjordes också en jämförelse mellan DRASTIC-systemets parameterintervall och parametrar som av Jonasson et al (1985) konstaterats vara av betydelse för grundvattnets beskaffenhet vid påverkan från sur nederbörd i västra Sverige.

2.3.2 Parametrarnas individuella egenskaper

Djupet till grundvattenytan (D) beskriver avståndet mellan markytan och grundvattenytan, dvs hur lång väg en förorening transporteras genom den omättade zonen. Tillsammans med grundvattenbildningen och materialets egenskaper i den omättade zonen är djupet till grundvattenytan avgörande för vattnets uppehållstid i den omättade zonen. Djupet till grundvattenytan är ett mått på möjligheten för oxidation med atmosfäriskt syre i ett öppet grundvattenmagasin (Aller et al, 1987).

Den omättade zonens mäktighet är generellt av stor betydelse för fastläggning och nedbrytning av föroreningar (Todd, 1980; LeGrand, 1982). Djupet till grundvattenytan utgör därför vanligen en faktor vid bedömning av grundvattnets sårbarhet (LeGrand, 1983; Aller et al, 1987; Breeuwsma och van Diujvenboden, 1987; Foster, 1987; Goosen och van Damme, 1987; de Smedt et al, 1987; m fl).

I DRASTIC antas att ju större djupet är till grundvattenytan, desto större är generellt möjligheten för nedbrytning av föroreningen innan den når grundvattenytan (Aller et al, 1987). För en maximal möjlighet för nedbrytning av en förorening innan den når grundvattenzonen krävs en tillräcklig mäktighet av finkornigt material ovan grundvattenytan (Todd, 1980). Djupet till grundvattenytan är således generellt av större betydelse ju mindre genomsläppligt materialet i den omättade zonen är. I DRASTIC beskrivs detta genom en relativt allt större inverkan av D på slutsumman när den omättade zonens genomsläpplighet (S och I) minskar.

Grundvattenbildning (R) beskriver i DRASTIC den faktiska kvantitet vatten som infiltrerar genom markytan och perkolerar till grundvattenytan. Grundvattenbildningen är i DRASTIC väsentligen relaterad till nettonederbörden, dvs total nederbörd minus evapotranspirationen. Andra källor, såsom t ex bevattning, kan dock markant öka grundvattenbildningen genom markytan och bör därför beaktas vid en utvärdering. Även de hydrauliska förhållandena i marken är naturligtvis av betydelse, t ex om det aktuella området är ett ut- eller inströmningsområde. (Aller et al, 1987).

Grundvattenbildningen i DRASTIC anges i mängd per år. Någon hänsyn till hur infiltrationen går till, dvs intensitet, fördelning över året, etc, tas således inte.

För svenska förhållanden når inte nederbördens mängd, med få undantag, upp till markens infiltrationskapacitet. Interceptionen bidrar vidare till att minska intensiteten hos den nederbörd som når markytan. Därför sker mycket sällan en ren ytvattenavrinning (Gustafsson, 1970; Grip och Rodhe, 1985). Undantag utgör kala berghällar och vissa lerområden. Vanligen kan således hela nettonederbörden perkolera och bilda grundvatten förutsatt att området ifråga är ett inströmningsområde för grundvatten.

Det vatten som bildar grundvatten från nederbörden blir också tillgängligt för transport av föroreningar vertikalt till grundvattenytan och horisontellt i grundvattenzonen. Tillskottet till grundvattnet från nederbörden antas därför i DRASTIC utgöra den huvudsakliga mekanismen för urlakning och transport av föroreningar i marken (Aller et al, 1987).

I DRASTIC antas att ju högre grundvattenbildning, desto högre blir generellt sett sårbarheten för förorening. Detta är sant tills mängden perkolerande vatten blir så stor att en betydande spädning av föroreningen äger rum (Aller et al, 1987).

Grundvattenbildningens spädande egenskap avspeglas endast indirekt i DRASTIC. Expertgruppen valde att inte bestämma någon övre gräns över vilken grundvattenbildningen har en sådan spädande effekt. Istället gavs denna parameter ett högsta poäng 9, jämfört med 10 för övriga parametrar. Genom att maximera poänget till 9, indikerar DRASTIC att en hög grundvattenbildning kan ha en positiv, spädande effekt och således inte bör ges högsta möjliga poäng (Lehr, pers komm).

Akviferens material (A) beskriver det geologiska material som bygger upp den akvifer utvärderingen avser. Porositet, sprickbildning, kemisk sammansättning, stratigrafiska förhållanden, kornstorleksfördelning och kornens form, grad av vittring, etc, är egenskaper hos akvifermaterialet som är betydelsefulla för förmågan att förhindra spridning av föroreningar (Aller et al, 1987). Sorption, kemiska reaktioner, etc, förekommer i den mättade zonen men generellt med lägre intensitet än ovan grundvattenytan, (Todd, 1980).

Ett ökat inslag av lera och organiskt material innebär en ökad specifik yta hos det geologiska materialet mot föroreningen och därmed ökade möjligheter för sorption och kemiska reaktioner. Den specifika ytan s beskrivs enligt följande samband:

$$s = \frac{A_g}{V_g} \quad (2.2)$$

där A_g är den totala arean hos porväggarna och V_g är mediets totala volym. Följande angivelser är exempel på den specifika ytan hos några geologiska material (de Marsily, 1986):

sand	$1,5 \times 10^4 \text{ m}^2/\text{m}^3$
finkornig sandsten	$1,5 \times 10^5 \text{ m}^2/\text{m}^3$
ler (montmorillonit)	$1,5 \times 10^9 \text{ m}^2/\text{m}^3$

Den stora specifika ytan hos finkorniga material (silt-ler) beror på partiklarnas oregelbundna form, vilket medför att de inte kan arrangeras särskilt tätt intill varandra. I ett grövre, sorterat material har partiklarna en mera regelbunden form och kan arrangeras tätare varvid den specifika ytan minskar. Detta

medför att också att attraktionskrafterna mellan det geologiska materialet och vätskan kan påverka en mindre del av den totala vätskevolymen i ett grövre material.

En annan viktig faktor för i vilken omfattning en förorening kan spridas i en akvifer är grundvattnets strömningshastighet. Eftersom inflödet eller grundvattenbildningen i en akvifer inte kan bli hur stor som helst utgör detta en begränsning för grundvattenflödet. Detta medför för ett strömrör att då den hydrauliska konduktiviteten ökar minskar den hydrauliska gradienten enligt Darcy's lag:

$$q = \frac{-Kdh}{dl} \sim \text{konstant} \quad (2.3)$$

där q är specifikt flöde, K hydraulisk konduktivitet och $-dh/dl$ hydraulisk gradient.

I ett granulärt material är medelvärdet på vattnets strömningshastighet med laminärt flöde beroende av porositetens storlek enligt en modifierad version av Darcy's lag,

$$\bar{v} = \frac{-Kdh}{\phi dl} \quad (2.4)$$

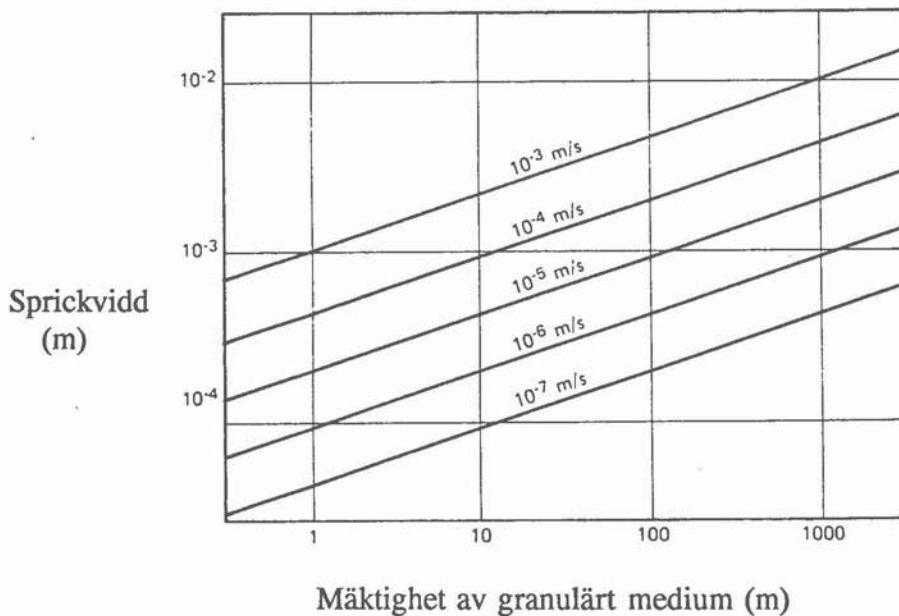
där \bar{v} är medelvärdet för vattnets strömningshastighet. Detta är dock inte vattenpartiklarnas mikroskopiska hastighet, som vanligen är högre. Medelhastigheten \bar{v} definieras som förhållandet mellan avstånd och tid, där avståndet är ett linjärt avstånd mellan A och B och tiden är den tid det tar för ett spårämne att transporteras från A till B (Freeze och Cherry, 1979). K är den hydrauliska konduktiviteten, ϕ är den kinematiska porositeten och $-dh/dl$ är den hydrauliska gradienten. Förhållandet gäller i sorterad, homogen jord med någorlunda stor kornstorlek, t ex sand.

Eftersom grundvattenflödet i praktiken är begränsat och ungefärligen konstant vid en viss grundvattenbildning enligt uttrycket (2.3), är flödes hastigheten enligt (2.4) också ungefärligen konstant längs ett strömrör så länge porositeten inte ändras. Den kinematiska porositeten är således kritisk för att bestämma grundvattenflödets hastighet i granulära material.

Sprickakviferer, t ex kristallint berg, har en låg porositet jämfört med ett granulärt material med samma hydrauliska konduktivitet. Vanligen är den totala porositeten för gnejs och granit i storleksordningen 0,02-2% medan den i sand är mellan 15-50% (de Marsily, 1986). Den specifika ytan och kontaktytan mellan det geologiska materialet och vätskan är därmed avsevärt mindre i en sprickakvifer än i en porakvifer. Strömningshastigheten genom sprickorna är vanligen också avsevärt högre än i ett granulärt material med samma hydrauliska konduktivitet.

Figur 2.6 visar förhållandet mellan sprickvidd i en sprickakvifer och transmissivitet. Diagrammet visar att flödet från en 100 meter mäktig tvärsektion i ett homogent, granulärt material med en hydraulisk konduktivitet av 10^{-7} m/s kan motsvaras av flödet i en ca 0,2 mm bred spricka. Diagrammet visar att även små sprickor har mycket stor betydelse för grundvattenflödet i sprickakviferer. Detta innebär att en betydande grundvattentransport kan ske även om sprickornas vidd är liten och den totala porositeten är mycket låg.

Från sårbarhetssynpunkt betyder dessa egenskaper att sprickakviferer, t ex gnejs och granit, generellt har betydligt sämre förmåga att stoppa en förorening än ett granulärt material med samma hydrauliska konduktivitet. I DRASTIC ges en högre poäng ju högre kinematisk porositet materialet har. Systemet undervärderar således sårbarheten i sprickakviferer relativt porakviferer. Denna slutsats har också dragits i ett arbete utfört i Maine, USA (Garret et al, 1989).



Figur 2.6. Sprickvidd i uppsprucket medium i förhållande till mäktighet och hydraulisk konduktivitet i ett granulärt medium med avseende på flöde. De diagonala linjerna beskriver hydraulisk konduktivitet i det granulära mediet. (efter Maini och Hocking, 1977 i de Marsily, 1986).

Porositeten är ett mått på lagrade mängder grundvatten i en akvifer. I DRASTIC finns, avsiktligt eller oavsiktligt, ett ekonomiskt hänsynstagande där granulära material med en primär porositet och en större grundvattenmängd per volymenhet ges högre poäng och betraktas som mera sårbara än material med i huvudsak sekundär porositet. Den hydrauliska konduktiviteten beskriver sedan förutsättningarna för hur mycket av detta vatten som kan utvinnas ur akviferen per ytenhet under en viss tid (se nedan under akvifermaterialiets hydrauliska konduktivitet).

Detta är i överensstämmelse med det resonemang som används i olika former av riskanalys. (Räddningsverket, 1989; Freeze et al, 1990). Risken definieras som sannolikheten att en olycka inträffar multiplicerat med konsekvenserna av olyckan. Konsekvensen är relaterad till drabbade - människor, egendom och/eller miljö - och innebär en kostnad. En förorening av en akvifer i granulärt material med stora mängder lagrat vatten skulle få mera omfattande konsekvenser än en förorening av exempelvis en sprickakvifer i kristallint berg med avsevärt mindre mängd tillgängligt grundvatten. Således är sårbarheten i akviferens material kopplad till konsekvensen av en förorening och inte enbart till materialets förmåga att förhindra föroreningen. Detta skulle kräva en annorlunda poängskala, upprättad med andra hänsyn till specifik yta och kinematisk porositet.

Jordmånen material (S) omfattar den översta delen av markprofilen där biologisk aktivitet och vittringsprocesser är avgörande för materialets sammansättning. I denna del av marken finns förutsättningar för biologisk nedbrytning, mekanisk filtrering, sorption, avdunstning och kemiska reaktioner med föroreningen (Aller et al, 1987). Dessa processer sker i allmänhet betydligt snabbare i jordmånen än i den omättade zonen under jordmånen och grundvattenzonen på grund av högre halter av ler och organiskt material samt en avsevärt större bakteriell verksamhet (Foster, 1987).

Inverkan från temperaturväxlingar, frostsprängning och vegetation vittrar materialet i jordmånszonen rent fysikaliskt medan hydrolys, oxidation/reduktion, hydratisering och upplösning är kemiska vittringsprocesser. Genom vittringen får jordmånen vanligen ett större inslag av finmaterial än den intermediära zonen och grundvattenzonen.

Biologisk nedbrytning sker genom att mikroorganismer, med enzymer som effektiva katalysatorer, omvandlar organiska ämnen. Biologisk nedbrytning förekommer även i den omättade zonen under jordmånen och i den mättade zonen (se nedan) men är där mindre effektiv och avtar mot djupet (Aller et al, 1987).

Nedbytning av organiskt material innebär en oxidation, varvid olika typer av humussyror bildas. Eftersom vätejonerna i syrornas hydroxylgrupper är löst bundna sker lätt en bindning av andra katjoner till hydroxylgrupperna vid avgivning av vätejoner. Humusskiktet i exempelvis en skogsmark utgör därför en mycket effektiv jonbytare och har förmåga att utjämna tillfälliga förändringar i nederbördens sammansättning. Intressant är att oavsett vilka positiva joner som finns i nederbörden, får det vatten som perkolerar vidare till grundvattnet en tämligen enhetlig sammansättning genom jonbytesprocesserna i jordmånen (Grip och Rodhe, 1985). Dessutom är den komplexbildning och sorption som är kopplad till organiskt material i marken i huvudsak knuten till humusämnen (Aller et al, 1987). I DRASTIC antas att ju större inslag av finkornigt material och ju mindre förmåga leran har att svälla och krympa, desto mindre är generell sårbarheten (Aller et al, 1987).

Jordmånens material beskrivs i DRASTIC enligt den indelning som används av Soil Conservation Service (1951) i USA. Indelningen är textuell och inte direkt relaterad till växtlighet eller markanvändning. För de unga svenska jordarterna har inte vittringen framskridit lika långt som i områden som inte varit nedisade, varför jordmånens textuella sammanställning till stor del liknar det geologiska modermaterialets. Däremot torde inslaget av organiskt material variera betydligt beroende på markanvändning. En indelning efter markanvändning för svenska förhållanden diskuteras därför i moment 4.3.

Topografi (T) beskriver lutningsförhållandena inom det utvärderade området. Topografin är i DRASTIC främst relaterad till ytavrinning. Det antas att ju högre grad av lutning, desto större avrinning och därmed en lägre sårbarhet för grundvattenförorening.

I Sverige förekommer dock vanligen ingen ytavrinning varför poängsättningen av denna parameter i DRASTIC inte är relevant för svenska förhållanden. En starkt lutande markyta indikerar vanligen en större hydraulisk gradient än i flacka områden. Topografin är därför av betydelse för grundvattnets strömningshastighet och omsättningstid. En modifiering av topografin med hänsyn till omsättningstiden diskuteras i moment 4.3.

Den omättade zonen material under jordmånen (I), även benämnd den intermediära zonen, beskriver det geologiska materialets egenskaper mellan jordmån och grundvattenyta. Den omättade zonen anses allmänt vara av stor betydelse för fördröjning och nedbrytning av föroreningar och spelar en stor roll vid bedömningar av sårbarhet eller sannolikhet för förorening (LeGrand, 1982; Foster, 1987; Breesuwsma och van Duijvenbooden, 1987; Goosens och van Damme, 1987; m fl).

Avdunstning, sorption, kemiska reaktioner, mekanisk filtrering, biologisk nedbrytning, etc, är processer som kan verka spridningsförhindrande på en förorening i den omättade zonen under jordmånen (Aller et al, 1987). I den omättade zonen är dispersion inte av samma betydelse som i grundvattenzonen. Nedbrytning och fördröjning genom sorption och kemiska reaktioner är däremot generellt mera effektiva. De flesta typer av föroreningar, förutom vissa oorganiska ämnen, t ex klorid och nitrat, försvagas vanligen effektivt ovan grundvattenytan (Todd, 1980). Avdunstning och biologisk nedbrytning avtar mot djupet i denna zon (Aller et al, 1987). Ju mera sorterat och finkornt det geologiska materialet är, desto större specifik yta och förmåga att oskadliggöra en förorening.

I DRASTIC antas att ju större kornstorlek och ju fler större sprickor hos materialet, desto högre sårbarhet för grundvattenförorening (Aller et al, 1987). I jämförelse med indelningen i akviferens material är poängintervallet större för kristallint berg i den omättade zonen material under jordmånen (2-8 mot 2-5). Skillnaden i typpoäng är emellertid liten (4 mot 3), varför det även här sker ett ekonomiskt hänsynstagande i klassificeringen.

Indelningen av materialtyper är i stort sett densamma som för akviferens material (A) och även här finns möjligheten att beskriva relativa skillnader hos samma materialtyp mellan olika områden. En viktig skillnad är dock att morän inte finns representerat i den omättade zonen under jordmånen, utan måste relateras till materialtyperna silt/lera eller sand och grus med betydande inslag av silt och ler. För svenska förhållanden bör morän tas med som en särskild materialtyp för den omättade zonen under jordmånen (se moment 4.3).

Akvifermaterialiets hydrauliska konduktivitet (C) är av betydelse för med vilken hastighet en vätska kan transporteras genom det geologiska mediet vid en viss hydraulisk gradient. I DRASTIC antas att ju högre hydraulisk konduktivitet, desto större är förutsättningarna för att föroreningarna hinner spridas över ett större område innan de kan fastläggas eller brytas ner i det geologiska materialet (Aller et al, 1987).

I ett granulärt material beror den hydrauliska konduktiviteten av ett antal olika faktorer, t ex porositet, kornstorlek, kornens form, etc. Generellt varierar den hydrauliska konduktiviteten med kornstorlek i ett okonsoliderat material med primär porositet (Todd, 1980). I sprickakviferer beror den hydrauliska konduktiviteten bl a på sprickors vidd, riktning, inbördes koppling och längd (Liedholm, 1987).

Som ovan nämnts under akviferens material är det inte enbart den hydrauliska konduktiviteten som avgör hastigheten med vilken transporten genom mediet sker. Grundvattenbildning och porositet är mycket viktiga i detta sammanhang. I en sprickakvifer med sekundär porositet kan transporthastigheten i sprickorna variera med flera tiopotenser från medelhastigheten i ett granulärt medium med primär porositet och samma totala hydrauliska konduktivitet (Freeze och Cherry, 1979). Grundvattenbildningen är av betydelse för den hydrauliska gradientens storlek, vilken är en förutsättning för att ett grundvattenflöde överhuvudtaget skall uppkomma.

Den hydrauliska konduktivitetens betydelse för grundvattnets naturliga strömningshastighet skall alltså inte överdrivas. Den är ett mått på förutsättningarna hos materialet att avge en stor volym vatten per tidsenhet men inte med vilken hastighet den naturliga grundvattentransporten i verkligheten sker (se även avsnittet för akviferens material).

Enligt riskbegreppet, som definieras som sannolikheten att en olycka inträffar multiplicerat med kostnaden för olyckan (Räddningsverket, 1989; Freeze et al, 1990), är sårbarheten hög för en akvifer med hög konduktivitet och stor förmåga att magasinera grundvatten, dvs med goda uttagsmöjligheter. Detta eftersom kostnaden eller förlusten vid en förorening av en sådan akvifer är stor. Den hydrauliska konduktiviteten är därmed relevant för klassificering av sårbarhet enbart om denna sker med hänsyn till grundvattnets ekonomiska värde eftersom konduktiviteten inte självklart beskriver materialets förmåga att förhindra spridning av föroreningar. Detta är särskilt tydligt vid en jämförelse mellan sprick- och porakviferer (se avsnittet om akviferens material ovan).

2.3.3 Kort geologisk beskrivning av ett försöksområde - Nyköpings kommun

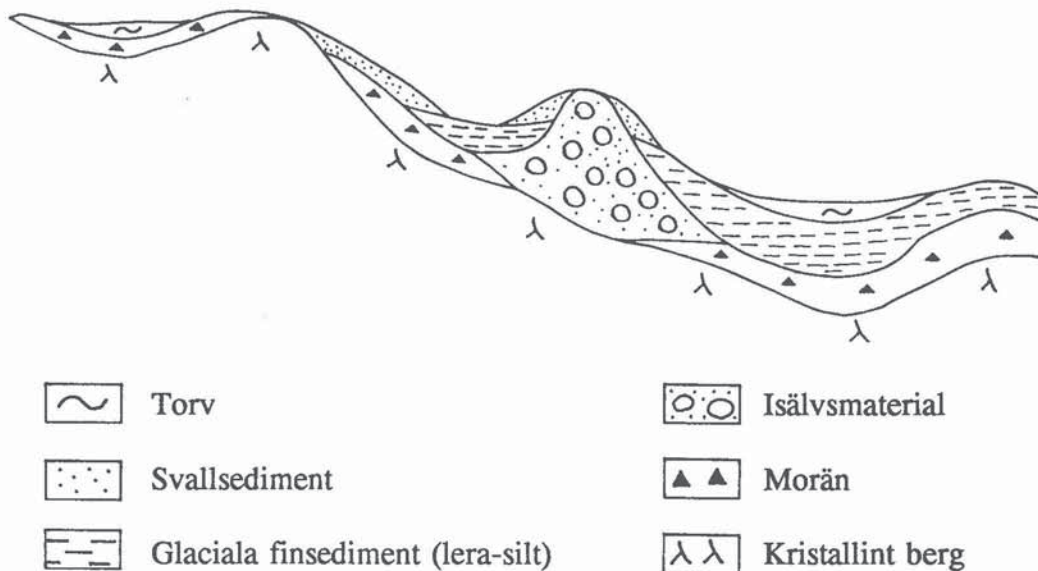
Nyköpings kommun uppvisar till största delen en typisk mellansvensk geologi. Isälvsavlagringar är rikligt förekommande längs NV-SO-liga dalstråk. Dessa är vanligen mäktiga och utbredda i sidled samt mycket långsträckta. Ett exempel på detta är Badelundaåsen som kan följas från Nyköping upp i Dalarna. Vissa isälvsavlagringar är mycket utflackade med komplicerade lagerföljder, t ex Larslunda- och Stigtomtalmarna, och förekommer i VSV-ONO-liga stråk. Dessa stråk utgör enligt Persson (1983) en östlig fortsättning på den Mellansvenska randzonen.

Varviga leror och andra finsediment är allmänt förekommande i dalstråk och andra lågpunkter i terrängen. Finsedimenten överlagras i flera fall isälvsavlagringarna, helt eller delvis.

Morän förekommer relativt sparsamt i tunna, två till fem meter mäktiga avsättningar. Moränen är vanligen sandig-moig och har ofta ett övre svallat skikt.

Kalt berg är vanligt förekommande inom högre liggande områden. Berggrunden utgörs i huvudsak av gnejs med vissa inslag av granit. Mindre förekomster av exempelvis marmor och grönsten förekommer också.

Figur 2.4 visar en profil med för området typiska jordlagerföljder.



Figur 2.4. Schematisk profil över typiska jordlagerföljder i Nyköpings kommun (efter SGU, 1982).

2.3.4 Diskussion kring DRASTIC-parametrarnas inbördes samband med utgångspunkt från hydrogeologiska förhållanden inom Nyköpings kommun

I den följande diskussionen används uttrycken "direkt samband" och "indirekt samband", där det senare indikerar att förhållandet mellan två parametrar beror av dessas direkta relation till en tredje parameter. Uttrycket "omvänt samband" används när ett ökat värde på den ena parametern medför ett minskat värde på den andra. Någon värdering av hur starkt korrelerade parametrarna är har inte gjorts. Inte heller har några hänsyn tagits till parametrarnas viktning i DRASTIC.

Vid en viss grundvattenbildning bestäms djupet till grundvattenytan till stor del av den hydrauliska konduktiviteten, dvs det geologiska materialets förmåga att leda undan det bildade grundvattnet (LeGrand, 1982; Grip och Rodhe, 1985). Grundvattenytan ligger därför vanligen djupare i ett grövre, sorterat geologiskt material än i ett finare och osorterat. Således finns ett samband mellan djupet till grundvattnet och den omättade zonens material under jordmånen, akviferens material och akvifermaterialets hydrauliska konduktivitet. Detta samband kan förväntas finnas också i Nyköpings kommun.

Bildningarnas terrängläge inverkar dock också på djupet till grundvattenytan varför avvikelser från det direkta sambandet mellan djupet till grundvattenytan och materialets egenskaper förekommer. Exempelvis kan en isälvsbildning med ett genomsläppligt material men som fyller en sänka med dämt utlopp ha ett litet djup till grundvattnet.

Djupet till grundvattenytan kan antas ha en indirekt koppling till jordmånens material eftersom detta till stor del beror av jordarten. Undantag förekommer eftersom jordmån i vissa fall helt saknas, t ex i hållområden.

Djupet till grundvattenytan kan antas ha ett indirekt samband med grundvattenbildningen via materialets egenskaper. All nettonederbörd kan i allmänhet infiltrera och bilda grundvatten. Undantag förekommer dock inom exempelvis hållområden där en större direkt ytavrinning förekomma än i jordtäkta områden eftersom jordmånsskiktets vattenlagrande förmåga saknas. I moränterräng är andelen utströmningsområden vanligen större än i ett område med isälvsmaterial, beroende på mera bruten terräng och en mera ytnära grundvattenyta. I moränområden kan därför en större mättad ytavrinning förekomma jämfört med isälvsmaterial. I både håll- och moränområden är djupet till grundvattenytan vanligen relativt litet. Således kan djupet till grundvattenytan indirekt relateras till grundvattenbildningen där ett större djup tyder på en högre grundvattenbildning.

Kopplingen mellan djupet till grundvattenyta och topografi kan inom Nyköpings kommun förväntas vara indirekt. Isälvsavlagringarna har i många fall en flack och jämn markyta eftersom de vanligen är belägna i dalstråk eller lågt liggande terräng. I håll- och moränterräng är markytan ofta mera bruten, vilket

medför skillnader i marklutning mellan olika geologiska material. Eftersom djupet till grundvattenytan och de geologiska materialens egenskaper (A, I och C) har en tydlig koppling, kan topografin därför förväntas vara indirekt kopplad till djupet till grundvattenytan.

Mellan jordmånens material och grundvattenbildning förekommer vanligen inte något direkt samband. Infiltrationskapaciteten är i allmänhet tillräckligt stor för att allt nederbörds- och smältvatten skall kunna infiltrera. Jordmånsmaterial med ett högt lerinnehåll förmår också vanligen att ta emot hela nederbörds-mängden genom strukturella egenskaper, t ex torksprickor. I de fall jordmånsmaterialen är mycket tunt eller saknas, t ex i hällområden, saknas denna förmåga och grundvattenbildningen styrs istället av det rent minerogena materialets egenskaper (se nedan). Förutom i hällområden torde inga direkta samband finnas mellan grundvattenbildning och markens översta del.

Något tydligt direkt samband mellan grundvattenbildningens storlek och det geologiska materialets egenskaper i den omättade zonen under jordmånen och grundvattenzonen (A, I och C) finns i allmänhet inte. Hela nettonederbörden bildar vanligen grundvatten utan att någon egentlig ytavrinning förekommer. Även kraftiga regn kan vanligen infiltrera och tillfälligt lagras i de översta markskikten så att det vidare flödet nedåt kan fortsätta med betydligt lägre intensitet än regnets. Det geologiska materialet begränsar därför i allmänhet inte markens infiltrationskapacitet (Grip och Rodhe, 1985).

Undantag förekommer i de fall då jordmån saknas inom hällområden. Här kan det geologiska materialet direkt bidra till en ytavrinning och därmed inverka på grundvattenbildningens storlek. Som ovan nämnts kan också grundvattenytans läge, som en funktion av geologiskt material och markens topografi eller brutenhet, minska grundvattenbildningen i exempelvis moränområden. I vissa fall kan således en koppling finnas mellan geologiska material och grundvattenbildning men sambandet är inte linjärt.

Något direkt samband mellan grundvattenbildning och topografi bör inte förekomma eftersom all nederbörd vanligen infiltrerar. Möjligen kan ett indirekt samband finnas via geologiska material.

Sambandet mellan jordmånens material och topografi kan förväntas vara direkt men svagt. Topografin är, tillsammans med vegetation, klimat, markfauna och jordartstyp (Gillberg, 1979; Tamm och Wiklander, 1963), av betydelse för jordmånens utbildning. I DRASTIC beskrivs dock endast jordmånens material, dvs en textuell beskrivning, vilket i den geologiskt sett unga svenska jordartsgeologin främst bör vara knutet till jordartstyp. Jordmånens material har således i de flesta fall ett direkt samband med den omättade zonen under jordmånen. Undantag utgör exempelvis utströmningsområden med torvbildning, där det organiska inslaget är stort. Sambandet mellan jordmånens material och akviferens material och hydrauliska konduktivitet är indirekt via den omättade zonen under jordmånen.

Akviferens material och den omättade zonens material under jordmånen har vanligen ett starkt direkt samband i öppna akviferer. Undantag kan dock förekomma, t ex svallsand på morän eller morän på isälvsmaterial. Samma förhållande gäller i princip mellan akvifermaterialets hydrauliska konduktivitet och den omättade zonens material under jordmånen. Akviferens material och akvifermaterialets hydrauliska konduktivitet är i stort kopplade till varandra. En viss typ av geologiskt material kan dock uppvisa stora variationer för hydraulisk konduktivitet. Bl a har morän befunnits uppvisa skillnader i hydraulisk konduktivitet på flera tiopotenser på grund av materialets struktur (Lind och Nyborg, 1988).

Från den ovan förda diskussionen kan ett schema konstrueras för DRASTIC-parametrarnas inbördes förhållanden (tabell 2.12). Schemat visar samband och omvänt samband. Med det förra avses variation i samma riktning för två parametrar, medan variationen sker i motsatt riktning vid omvända samband. En värdering av om sambanden är direkta eller indirekta ges också. I det senare fallet beror sambandet mellan två parametrar på bådadas direkta samband med en tredje parameter.

Tabell 2.12. DRASTIC-parametrarnas inbördes relationer inom Nyköpings kommun utifrån en diskussion kring grundläggande hydrogeologiska förhållanden.

	D	R	A	S	T	I	C
D	X						
R	(+) X						
A	+ (+) X						
S	(+) + (+) X						
T	(+) (-) (-) + X						
I	+ (+) + + - X						
C	+ (+) + (+) (-) + X						

+ Direkt samband	D Djup till grundvattenytan
(+) Indirekt samband	R Grundvattenbildning
- Omvänt direkt samband	A Akviferens material
(-) Omvänt indirekt samband	S Jordmånen material
	T Topografi
	I Omättade zonens material under jordmånen
	C Akvifermaterialets hydrauliska konduktivitet

I DRASTIC har djupet till grundvattenytan (D) och topografi (T) inverterade poängskalor så att en positiv variation, dvs en ökning av djupet till grundvattenytan respektive en ökning av markytans lutning ger en negativ variation eller en minskad poäng. Detta innebär att de samband där D och T utgör ena parten måste inverteras för att komma i analogi med poängindelningen i DRASTIC (tabell 2.13).

Tabell 2.13. DRASTIC-parametrarnas inbördes relationer inom Nyköpings kommun utifrån en diskussion kring grundläggande hydrogeologiska förhållanden och med hänsyn till poängindelningen i DRASTIC.

	D	R	A	S	T	I	C
D	X						
R	(-)	X					
A	-	(+)	X				
S	(-)	+	(+)	X			
T	(+)	(+)	(+)	-	X		
I	-	(+)	+	+	+	X	
C	-	(+)	+	(+)	(+)	+	X

+ Direkt samband
 (+) Indirekt samband
 - Omvänt direkt samband
 (-) Omvänt indirekt samband

D Djup till grundvattenytan
 R Grundvattenbildning
 A Akviferens material
 S Jordmånens material
 T Topografi
 I Omättade zonens material under jordmånen
 C Akvifermaterialalets hydrauliska konduktivitet

2.3.5 Korrelationsanalys av DRASTIC-parametrarna

En korrelationsanalys av DRASTIC-parametrarna genomfördes med avsikt att kvantitativt se hur klassificeringssystemet förmår att beskriva de samband som parametrarna utifrån ett diskussion kring hydrogeologiska förhållanden kan antas ha. Analysen ger därmed en indikation på om parametrarnas poängindelning:

- 1) är lämplig för att svara på hydrogeologiska variationer i området i fråga
- 2) medger inbördes samband mellan parametrarna i systemet.

Korrelationsanalysen genomfördes utifrån sambandet,

$$r = \frac{\text{cov}(x,y)}{\sigma(x)\sigma(y)} \quad (2.4)$$

där r är korrelationskoefficienten med ett värde mellan -1 och $+1$. $\text{cov}(x,y)$ är kovariansen av de två korrelerade parametrarna, dvs ett mått på tendensen hos de två parametrarna att variera tillsammans. $\sigma(x)$ och $\sigma(y)$ är de båda parametrarnas standardavvikelser.

En positiv korrelation innebär att variation sker i samma riktning för två parametrar medan en negativ korrelation indikerar en variation i motsatt riktning.

Positiv och negativ korrelation är således liktydigt med samband respektive omvänt samband i relationsbeskrivningen från diskussionen i moment 2.3.4. Ju mera skilt från 0 som värdet på korrelationskoefficienten är, desto starkare är sambandet.

För varje korrelation anges en signifikans. Statistisk signifikans innebär att sannolikheten är liten för att korrelationen uppkommit av en slump. 5% sannolikhet att korrelationen är slumpartad brukar vanligen accepteras som tillräcklig signifikans.

Från uttrycket (2.4) inses att vikterna för DRASTIC-parametrarna är oväsentliga och kan förkortas bort så länge varje parameter behåller sin vikt konstant genom samtliga korrelationer.

Tabell 2.14 redovisar resultaten från korrelationsstudien av DRASTIC-parametrarna utifrån resultat från en klassificering i Nyköpings kommun. Resultaten från dessa DRASTIC-klassificeringar redovisas i bilaga 2.

Tabell 2.14. Korrelationsanalys av DRASTIC-parametrarnas inbördes förhållanden utifrån resultat från en klassificering i Nyköpings kommun.

	D	R	A	S	T	I	C
D	1.00 (13) .00						
R	-.34 (13) .26	1.00 (13) .00					
A	-.53 (13) .06	.80 (13) .00	1.00 (13) .00				
S	.22 (13) .47	-.69 (13) .01	-.49 (13) .09	1.00 (13) .00			
T	.15 (13) .62	.31 (13) .30	.03 (13) .91	-.43 (13) .14	1.00 (13) .00		
I	-.56 (13) .05	.76 (13) .00	.99 (13) .00	-.45 (13) .12	-.03 (13) .93	1.00 (13) .00	
C	-.56 (13) .05	.81 (13) .00	.99 (13) .00	-.58 (13) .04	.05 (13) .86	.99 (13) .00	1.00 (13) .00

.xx korrelationskoefficient
(xx) antal värden per parameter
.xx signifikans

D Djup till grundvattenytan
R Grundvattenbildning
A Akviferens material
S Jordmånens material
T Topografi
I Omättade zonens material under
jordmånen
C Akvifermateriallets hydrauliska
konduktivitet

Korrelationsanalysen uppvisar i flera fall mycket svaga korrelationer och kan endast i några få fall betraktas som tydliga. Intressant är dock att analysen, utom då jordmånens material (S) och topografi (T) utgör ena eller båda parametrarna, uppvisar ett mönster som med statistisk signifikans med två undantag (D och R, D och A) överensstämmer med förväntade samband i moment 2.3.4.

Korrelationerna mellan D och beskrivningarna av de geologiska materialens egenskaper (A, I och C) är negativa, vilket stämmer med hänsyn till diskussionen i moment 2.3.4 och poängsättningen i DRASTIC.

Mellan D och R är korrelationen svagt negativ, vilket är rimligt eftersom sambandet kan förväntas vara indirekt, främst via geologiska material (A, I och C) och omvänt med hänsyn till poängindelningen i DRASTIC. Korrelationen mellan D och R är i analogi med de mellan A och R, I och R, C och R, A och D, I och D samt C och D. Förhållandena inom hållområden förstärker dessa korrelationer. Kristallint berg ger en förhållandevis låg poäng i A, I och C samtidigt som R är lägre än i jordtäckta områden på grund av ytavrinning.

Mellan D och S finns en svag positiv korrelation. Även detta kan förklaras av förhållandena inom hållområden där S får en högsta poäng eftersom jordmån saknas men där djupet till grundvattnet i allmänhet inte är särskilt stort. Den negativa korrelationen mellan S och R förklaras av att avsaknad av jordmåns-material ger en lägre grundvattenbildning inom hållområden.

Hållområdena slår också igenom i korrelationerna mellan S och de geologiska materialens egenskaper (A, I och C). Samtliga dessa korrelationer är negativa och indikerar därmed lågpermeabla material då värdet på S är högt. Detta styrker också korrelationen mellan S och D. Sambandet är sannolikt också förstärkt av att jordmånen i sandjordar i Nyköping bedömdes ha ett betydande inslag av silt, vilket medför en svagare korrelation mellan S och I.

Korrelationerna som involverar T är svaga. Mellan T och de geologiska materialens egenskaper (A, I och C) kan inga korrelationer iakttas. T uppvisar relativt svaga korrelationer med D, R och S. Dessa korrelationer styrks dock inte av några samband mellan topografi och geologiska material, vilket borde vara fallet eftersom D, R och S samtliga har korrelationer, direkt eller indirekt, med geologiska material. Det skall påpekas att inga slutna akviferer, och därmed inga lerområden, tagits med i korrelationsanalysen, vilket medför att sambandet mellan T och geologiska material kan förväntas vara svagt.

Korrelationerna mellan A, I och C är som väntat starkt positiva i öppna akviferer.

Också en korrelationsstudie med utgångspunkt från samtliga sex DRASTIC--klassificeringar som gjorts i olika delar av Sverige genomfördes. Analysen innefattar klassificeringar i Kungsbacka, Varberg, Skövde, Uddevalla, Borås och Nyköping.

Tabell 2.15. Korrelationsanalys av DRASTIC-parametrarnas inbördes förhållanden utifrån resultat från klassificeringar i sex kommuner.

	D	R	A	S	T	I	C
D	1.00 (60) .00						
R	-.20 (60) .12	1.00 (60) .00					
A	-.51 (60) .00	.43 (60) .00	1.00 (60) .00				
S	-.22 (60) .09	.36 (60) .01	.26 (60) .05	1.00 (60) .00			
T	-.03 (60) .81	.27 (60) .03	.28 (60) .03	.11 (60) .39	1.00 (60) .00		
I	-.50 (60) .00	.59 (60) .00	.92 (60) .00	.41 (60) .00	.39 (60) .00	1.00 (60) .00	
C	-.45 (60) .00	.58 (60) .00	.93 (60) .00	.15 (60) .24	.37 (60) .00	.94 (60) .00	1.00 (60) .00

.xx korrelationskoefficient
(xx) antal värden per parameter
.xx signifikans

D Djup till grundvattenytan
R Grundvattenbildning
A Akviferens material
S Jordmånens material
T Topografi
I Omättade zonens material under
jordmånen
C Akvifermaterialalets hydrauliska
konduktivitet

De hydrogeologiska förhållandena varierar mellan kommunerna och korrelationerna är svagare än för Nyköpings kommun ensam. Skillnader i nederbördsförhållanden, olika bildningars terrängläge, etc, medför att korrelationerna är svagare än i ett område med mera distinkt geologisk karaktär.

I några fall är korrelationerna omvända jämfört med analysen för Nyköpings kommun. Intressant är att det endast är i korrelationer som inkluderar S ellet T som detta inträffar. Det är dessa parametrar som i den tidigare analysen befunnits ha de mest osäkra sambanden med övriga parametrar.

Den viktigaste skillnaden mellan de två korrelationsanalyserna är att S i den senare har en positiv korrelation med A, I och C trots att hällområden finns inom samtliga kommuner. Förklaringen står sannolikt att finna i hur klassificeringarna utförts. I Nyköpings kommun utfördes mera fältarbete än i övriga kommuner. Som en följd härav blev bedömningarna av jordmånens material mera nyanserade. I övriga kommuner kom S med mycket få undantag att helt följa I. Den starka kopplingen kan medföra att avvikelserna i hällområdena inte förmår framträda så markant som i Nyköpingsanalysen.

2.3.6 Jämförelse mellan DRASTIC-parametrarna och parametrar som uppvisar samband med grundvattnets surhet

Vid Geologiska institutionen, CTH/GU har ett omfattande arbete utförts med studier och kartläggning av försurat grundvatten i västra Sverige (Värmlands, Skaraborgs, Älvsborgs, Hallands samt Göteborgs och Bohus län) (Jonasson et al, 1985). Vattenkemiska analyser från ca 4500 brunnar användes för att belysa vilka faktorer som har betydelse för grundvattenpåverkan från sur nederbörd. Följande parametrar studerades eftersom de med utgångspunkt från hydrogeologiska grunder förväntades uppvisa samband med vattnets surhet:

Provtagningstidpunkt

Nederbörd, våtdeposition

Geologi, markanvändning, marklutning

Brunnsdjup, djup till grundvattennivå

Brunnens anläggningsår

Studien visar att samtliga dessa parametrar har tydliga samband med grundvattnets surhet. En ökad nederbördsmängd medför en snabbare grundvattenomsättning och att tiden för neutralisation blir kortare innan vattnet når uttagsstället. Det geologiska materialets kornstorlekssammansättning befanns vara av stor betydelse för neutralisering av sur nederbörd genom en ökad jonbytesförmåga och buffringskapacitet i finkorniga jordarter.

Markanvändningen har också betydelse. Grundvatten är surare i skogsområden, främst barrskog, än i öppna områden, dvs ängs- och åkermark. Marklutningen konstaterades inverka så att en större marklutning hör samman med ett surare grundvatten pga en ökad strömningshastighet och därmed snabbare omsättningstid hos grundvattnet. Ett minskande djup till grundvattnet medför en ökande försurningspåverkan av på grund av en kort omsättningstid.

De ovan kommenterade faktorerna är relevanta för akviferen. Brunnens anläggningsår är en brunnsfaktor som endast inverkar på vattnet i själva brunnen.

De parametrar som kan sägas gälla för akviferen är i stort sett desamma som DRASTIC-parametrarna. Provtagningspunkt har ingen motsvarighet i DRASTIC. Parametrarna uppvisar samma tendenser som i DRASTIC, dvs ökande känslighet för påverkan vid ökad kornstorlek, minskat djup till grundvattenytan, ökad grundvattenbildning, etc. Undantag utgör topografi som för försurning har en motsatt inverkan jämfört med indelningen i DRASTIC. Vid korrelationsanalysen av DRASTIC kunde inga egentliga samband påvisas mellan topografi och övriga parametrar, vilket beror på att hela nettonederbörden normalt infiltrerar, oavsett topografi, i svenska förhållanden. Försurningsstudien visar att en omvänd poängsättning kan vara lämpligare för svenska förhållanden, så att kopplingen till avrinning får ge vika till förmån för ett samband med grundvattnets omsättningstid.

Tabell 2.16 visar sambandet mellan parametrarna som analyserades i försurningsstudien och DRASTIC-parametrarna.

Tabell 2.16. Samband mellan parametrar från försurningsstudie av Jonasson et al (1985) och DRASTIC-parametrarna.

Försurningsparametrar	DRASTIC-parametrar
Djup till grundvattennivå	Djup till grundvattenytan (D)
Nederbörd, våtdeposition	Grundvattenbildning (R)
Geologi	Akvifermaterial (A), Den omättade zonens material under jordmånen (I), Akquifermateriallets hydrauliska konduktivitet (C)
Markanvändning	Jordmånens material (S)
Marklutning	Topografi (T)

Utifrån andra utgångspunkter än DRASTIC har således till stor del samma parametrar konstaterats vara relevanta för kartläggning av grundvattenförsurning. Om sur nederbörd kan betraktas som en föroreningstyp som svarar mot villkoren i DRASTIC (moment 2.2.6), innebär detta att DRASTIC-parametrarnas relevans styrks. Det innebär i så fall också att DRASTIC kan vara lämpligt för utvärderingar av känsligheten för grundvattenförsurning där underlagsmaterialet i form av provtagningar är bristfälligt. En djupare analys av parametrarnas viktning med avseende på försurning är nödvändig för att kunna genomföra sådana utvärderingar.

2.4 Slutsatser

I diskussionen kring DRASTIC-parametrarnas individuella egenskaper konstaterades att det i poängsättningen av parametrarna, avsiktligt eller oavsiktligt, finns en ekonomisk aspekt. DRASTIC klassificerar delvis sårbarheten med hänsyn till akviferens ekonomiska betydelse och ser inte enbart till förutsättningarna för transport av föroreningar i den geologiska miljön. Detta är särskilt tydligt vid en jämförelse mellan sprick- och porakviferer.

Poängsättningen av parametrarna jordmånens material och topografi bör göras utifrån andra grunder än i DRASTIC. Jordmånens egenskaper beror i Sverige till stor del av markanvändningen och bör relateras till denna. Topografien bör beskrivas utifrån grundvattnets omsättningstid istället för avrinning.

Den genomförda korrelationsanalysen av DRASTIC-parametrarna indikerar kvantitativt följande:

1. Flera av parametrarna är korrelerade i systemet.
2. Systemet förmår att beskriva allmänna hydrogeologiska samband.
Poängsättningen av flertalet av parametrarna är relevant för att beskriva variationer för respektive parameter i svenska förhållanden.

Att använda korrelerade parametrar är av fundamental betydelse då information måste utnyttjas som är ofullständig och förekommer med varierande upplösning för olika parametrar i olika områden. (Aller, Lehr, LeGrand och Gustafson, pers komm). Korrelationen mellan parametrarna medför en s k redundans eller "överlappningseffekt" i systemet.

Redundansen innebär att flera parametrar gemensamt beskriver en viss egenskap. Exempelvis är grundvattenbildning, hydraulisk konduktivitet och porositet av betydelse för grundvattnets transporthastighet. Redundansen medför att risken för ett felaktigt slutresultat minskar om kartören i så stor utsträckning som möjligt är mån om att utvärdera varje parameter individuellt. Om transporthastigheten väljs som en enskild parameter oberoende av andra ökar sannolikheten för ett felaktigt resultat eftersom det då beror av bedömningen av endast en oberoende parameter.

LeGrand (1984) beskrev i kvalitativa termer olika hydrogeologiska parametrars beroende av varandra och vikten av att använda korrelerade parametrar för att åstadkomma relevanta slutomdömen.

För att redundansen skall få en bra effekt bör antalet parametrar vara relativt stort. Ett ökande antal parametrar innebär att variationskoefficienten för olika bedömares slutresultatet tenderar att minska eftersom parametrarnas varians adderas vektorielt. Om de parametrar som ingår i ett system saknar redundans, och dessutom är få, innebär detta därmed en sämre tillförlitlighet hos slutresultatet (Gustafson, pers komm).

Den analys av olika parametrars betydelse för grundvattenpåverkan från sur nederbörd som genomförts av Jonasson et al (1985) styrker DRASTIC-parametrarnas relevans för svenska förhållanden. Detta arbete visade att till stor del samma parametrar som i DRASTIC inverkar på grundvattnets beskaffenhet vid belastning av sur nederbörd i svenska förhållanden.

DRASTIC-parametrarnas vikter har inte kunnat studeras inom ramen för detta projekt. Parametrarna har viktats genom ett konsensusförfarande eftersom dataunderlag för att verifiera dessa vikter kvantitativt inte finns tillgängligt. En väg bort från vikterna kan vara att göra en annorlunda parametrering i systemet där verkliga värden istället för poäng och vikter används.

3 TILLÄMPNINGAR AV DRASTIC-SYSTEMET

3.1 Inledning

För att framställa ett planeringsunderlag i grundvattenfrågor över större områden krävs att befintlig information utnyttjas i så stor utsträckning som möjligt eftersom de ekonomiska och tidsmässiga resurser som står till förfogande normalt inte tillåter några nya detaljerade undersökningar. Det är naturligtvis också viktigt att det verktyg som används vid kartläggningen är utformat med hänsyn till den tillgängliga informationen.

I detta kapitel diskuteras erfarenheter från praktiska tillämpningar av DRASTIC. I första hand diskuteras tillämpningar i svenska förhållanden men även användning i USA tas upp. Dessutom diskuteras ett förslag för hur DRASTIC-systemet kompletterats med annan information skulle kunna utgöra ett verktyg för framställning av underlagsmaterial för fysisk planering.

3.2 Tillämpningar i Sverige

3.2.1 Bakgrund

Följande kommuner har i sin helhet kartlagts med DRASTIC i Sverige: Kungsbacka, Varberg, Borås, Skövde, Uddevalla och Nyköping. Eftersom systemet är utvecklat för att kunna tillämpas i alla geologiska miljöer var avsikten vid kartläggningarna att tillämpa DRASTIC i sin ursprungliga form så långt som möjligt. På så vis kunde undersökas hur metoden hanterar olika förhållanden i Sverige vad gäller hydrogeologi och informationsunderlag.

DRASTIC-kartläggningarna har i samtliga fall kompletterats med med transparenta överlägg för att öka sårbarhetskartans användningsmöjligheter. Överläggen redovisar information om föroreningskällor, vattentäkter, avrinningsförhållanden och grundvattentillgångar. I bilaga 1 redovisas ett utdrag från det kartmaterial som framställdes vid arbetet i Nyköpings kommun.

3.2.2 Justering av parametrarnas poängsättning

Några genomgripande modifieringar av systemet har inte gjorts men följande justeringar har genomförts:

Placeringen av morän i förhållande till kristallint berg i akviferens material (A).

Det kristallina bergets typpoäng i den omättade zonens material under jordmånen (I).

Skalan för hydraulisk konduktivitet (C).

Tabellerna 3.1, 3.2 och 3.3 visar hur dessa justeringar gjorts. Justeringar och modifieringar av DRASTIC med avseende på svenska förhållanden diskuteras mera utförligt i kapitel 4. Justeringen av poängen för kristallint berg och morän i akviferens material (A) och i den omättade zonens material under jordmån (I) genomfördes med hänsyn till främst utvinningsmöjligheter, vilka vanligen är något större i kristallin berggrund än i morän i Sverige (Knutsson och Fagerlind, 1977). Justeringen beror således på ett ekonomiskt hänsynstagande liksom indelningen i övrigt av akvifermaterial i DRASTIC (se även i moment 2.3.2)

Vad gäller akvifermateriallets hydrauliska konduktivitet (C) konstaterades en direkt omräkning av den linjära skalan i sorten gal/day/ft² till en skala i m/s ge en snäv och otymplig indelning (se moment 2.2.3). I en sådan skala tenderar flera typer av akvifermaterial att klart hamna utanför skalan, t ex morän. Med hänsyn till att riktvärden för hydraulisk konduktivitet vanligen anges och bedöms i hela tiopotenser i m/s blir en indelning i fraktioner av tiopotenser inte möjlig att tillämpa.

Skalan justerades därför till att spänna från ett värde som de mest lågpermeabla akvifererna, t. ex morän och kristallint berg, vanligen inte överskrider (10^{-6} m/s), via en höjning med en tiopotens per intervall till ett värde (10^{-2} m/s) som endast överskrids av mycket genomsläppliga material, t ex grovt grus. Justeringen gjordes i samråd med upphovsmännen.

Tabell 3.1. Justerade värden i skalan för akviferens material (A) med hänsyn till svenska förhållanden (jfr tabell 2.4 i moment 2.2).

Materialtyp	Poäng	Typ-poäng	Justerad poäng	Justerad typpoäng
Morän	4-6	5	2-6	3
Kristallint berg	2-5	3		4

Tabell 3.2. Justerade värden i skalan för den omättade zonens material under jordmån (I) med hänsyn till svenska förhållanden (jfr tabell 2.7 i moment 2.2).

Materialtyp	Poäng	Typ-poäng	Justerad typpoäng
Kristallint berg	2-8	4	5

Tabell 3.3. Justerad indelning av akvifermateriallets hydrauliska konduktivitet (C) med hänsyn till svenska förhållanden (jfr tabell 2.8 i kapitel 2.2)

Intervall (m/s)	Justerat intervall (m/s)	Poäng
$< 5 \times 10^{-5}$	$< 10^{-6}$	1
$5 \times 10^{-5} - 1,5 \times 10^{-4}$	$10^{-6} - 10^{-5}$	2
$1,5 \times 10^{-4} - 3 \times 10^{-4}$	$10^{-5} - 10^{-4}$	4
$3 \times 10^{-4} - 5 \times 10^{-4}$	$10^{-4} - 10^{-3}$	6
$5 \times 10^{-4} - 1 \times 10^{-3}$	$10^{-3} - 10^{-2}$	8
$> 1 \times 10^{-3}$	$> 10^{-2}$	10

3.2.3 Underlag för klassificeringarna

Som underlag för klassificeringarna i Sverige utnyttjades följande information:

Geologiska kartor (varierande skalor och kvalitet)

Hydrogeologiska kartor (ej heltäckande för Sverige)

Grusinventeringar

Flygbilder

Topografiska kartor

Ekonomiska kartor

Brunnsdata från SGUs brunnarsarkiv

Konsultrapporter

Akademiska uppsatser, artiklar och avhandlingar

Kommunens egna uppgifter om vattentäkter och grundvattenförhållanden

Fältinspektioner genomfördes också dels för att kontrollera uppgifter, dels för att på nära håll bli bekant med respektive område. Dessutom var den ansvariga personalens kännedom om grundvattenförhållandena i respektive kommun viktig, särskilt då inga hydrogeologiska kartor fanns tillgängliga.

3.2.4 Genomförande av klassificeringarna

Vid de praktiskt genomförda projekten i kommunerna har följande arbetsgång för DRASTIC-klassificeringar befunnits vara lämplig:

1. Insamling och värdering av information

Så mycket som möjligt av den informationen som anges i moment 3.2.3 bör samlas in och studeras för att få en grundläggande hydrogeologisk kunskap om området. I de fall då endast gamla, småskaliga geologiska kartor finns tillgängliga bör dessa i så stor utsträckning som möjligt kontrolleras, uppdateras och förstoras genom flygbildstolkning, kontroll mot övrig geologisk information och fältkontroll. Flygbildstolkning är, tillsammans med fältkontroll, ett mycket användbart redskap för att framställa ett geologiskt underlagsmaterial (se t ex Nämnden för skoglig flygbildsteknik, 1980).

2. Zonering av DRASTIC-parametrarna

I DRASTIC kan endast en akvifer utvärderas samtidigt inom ett område. Kartören måste avgöra vilken akvifer som skall klassificeras och redogöra för detta i den medföljande textdelen (se moment 3.2.7). Från planeringssynpunkt bör den ekonomiskt viktigaste akviferen vara av störst intresse.

Följande underlagsmaterial är lämpligt att utnyttja för respektive parameter i DRASTIC:

Djup till grundvattenytan (D): vissa uppgifter i konsultutredningar, kommunala arkiv, SGUs brunnarsarkiv, etc. Fältinspektioner viktiga (se nedan).

Grundvattenbildning (R): Nederbörd minus evapotranspiration är ett mått på grundvattenbildningen i de flesta områden, undantaget vissa lerområden och kala berghällar.

Akviferens material (A): Konsultutredningar och SGUs brunnarsarkiv utgör ett visst underlag. Bedömningar utifrån den marknära geologin enligt jordartskartor måste också göras.

Jordmånens material (S): Utifrån jordartskartor och markanvändning kan jordmånens texturella sammansättning bedömas.

Topografi (T): Marklutningen kan bestämmas från topografiska kartor.

Den omättade zonens material under jordmånen (I): Jordartskartor, men även konsultutredningar och SGUs brunnarsarkiv visar den omättade zonens material och utbredning.

Akvifermaterialens hydrauliska konduktivitet (C): Liksom för akviferens material (A) finns det enstaka säkra bestämningar genom konsultunderökningar. Vanligen måste dock ett överslag utifrån akviferens material göras.

Lämpligast är att först göra en indelning av den omättade zonen material under jordmånen (I) utifrån den jordartsgeologiska karta som finns tillgänglig. Det måste här göras en värdering av huruvida ytjordarten är relevant för den omättade zonen eller inte. Exempelvis kan en tunn svallavsättning överlagra en moränbildning där grundvattenytan ligger ett stycke ner i moränen. Här finns således två typer av material i den omättade zonen. Sannolikt har moränen, med ett större inslag av finmaterial, större förmåga att stoppa föroreningar. Moränen bör i så fall väljas som material för den omättade zonen.

I många fall kan det dock vara svårt att avgöra vilket material som är av störst betydelse eftersom lagerföljdsuppgifter ofta saknas. I sådana fall bör det allvarligaste alternativet väljas för att inte ge en felaktigt okänslig bild av området. Därmed inte sagt att det mest extrema alternativet alltid skall gälla.

I exempelvis den sandiga-moiga bottenmoränen som är vanlig i Sverige, förekommer ofta linser av sorterat material (G. Lundqvist, 1940 i J Lundqvist, 1983). Det vore här fel att konsekvent välja exempelvis sand som den omättade zonen material med motiveringen att sorterade linser ofta förekommer. Det är fortfarande, sett över ett större område, den sandiga-moiga moränens egenskaper som dominerar med lokala avvikelser. Valet av materialtyp måste således relateras till materialens utbredning; av material med gemensam utbredning, bör det ur sårbarhetssynpunkt mest allvarliga alternativet väljas.

Akviferens material (A), akvifermaterialens hydrauliska konduktivitet (C) och jordmånen material (S) har ofta ett samband med den omättade zonen material under jordmånen (I). Avvikelser förekommer naturligtvis - svallmaterial på morän, morän på isälvsmaterial, etc. Tillräckligt mycket uppgifter för att säkert bestämma A, S och C finns så gott som aldrig. Genom geologisk kunskap och kännedom om den ytnära geologin, tillsammans med eventuella brunns- och borrhullsuppgifter, uppgifter om markanvändning, etc, kan dock rimliga uppskattningar göras av A, S och C. Även här bör de allvarligaste alternativen väljas i de fall då tveksamhet förekommer.

När det gäller den kristallina berggrunden utgör berggrundskartor och uppgifter från SGUs brunnsarkiv det huvudsakliga underlagsmaterialet för bedömning av de materialbeskrivande parametrarna.

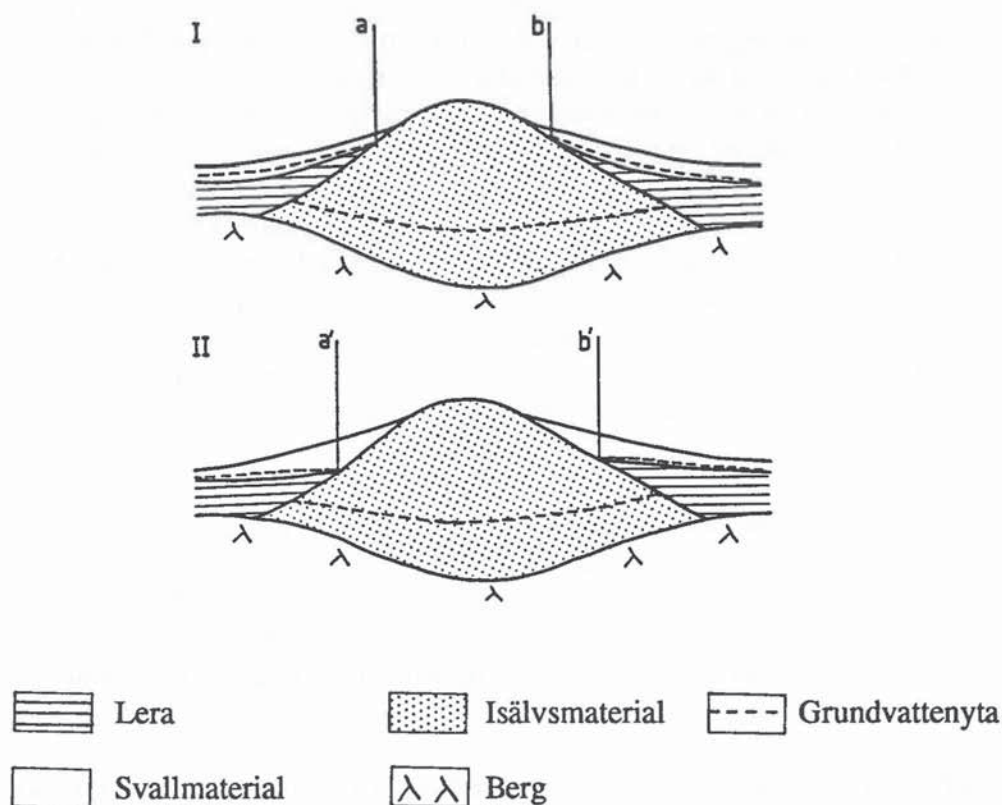
Djupet till grundvattenytan (D) beror till största delen av terrängläge och geologiskt material. Brunnsuppgifter, konsultutredningar, etc kan ge information om D men uppgifterna är ofta ofullständiga och ger endast lokala indikationer. Erfarenhet från de genomförda karteringarna tyder på att fältarbete är av stor betydelse för att bedöma djupet till grundvattenytan, genom mätning i brunnar, kontroll i grustag, etc.

Nederbörden minus evapotranspirationen, dvs nettonederbörden, motsvarar vanligen grundvattenbildningen (R) direkt från nederbörden i öppna akviferer. Värdering av dessa värden med hänsyn till utströmningsområden, hållmark, etc, bör också göras.

Topografin (T) zoneras direkt från topografiska kartan.

Det är alltså främst för A och C och till viss del D rena bedömningar behöver göras medan det för övriga parametrar vanligen finns uppgifter att tillgå med en noggrannhet som motsvarar indelningen av DRASTIC-parametrarna. Fältinspektioner är av stor betydelse för bedömningen av samtliga parametrar.

Nedan illustreras i ett exempel hur ett resonemang med hänsyn till geologiska förhållanden är av betydelse vid en klassificering. Exemplet utgörs av en isälvsavlagring omgiven av lera och svallmaterial. Svallmaterialet övergår i lera bort från åsbildningen. Några uppgifter om i vilken omfattning svallmaterialet överlagrar lera eller isälvsmaterial finns inte. Figur 3.1 åskådliggör två extrema alternativ för lagerföljderna i området.



Figur 3.1. Isälvsavlagring med svallkappor och olika utbredning av lera mellan svallkappa och primärbildning. Lerans utbredning kan antas variera mellan a och b respektive a' och b'.

Det finns fyra sätt att klassificera denna situation:

- 1) Att anta att alternativ I gäller och att klassificera isälvs materialet med en svår genomsläpplig omättad zon utanför området mellan a och b, vilken är den minsta tänkbara zonen utan lera. Det kan här vara svårt att bestämma bildningens begränsning under leran.
- 2) Att anta att alternativ I gäller och att klassificera svallmaterialet som en akvifer utanför zonen a-b.
- 3) Att anta att alternativ II gäller och att klassificera isälvs materialet med en svår genomsläpplig omättad zon utanför a'-b', vilket är den största tänkbara zonen utan lera. Det är liksom i 1) svårt att bestämma åsens begränsning under leran.
- 4) Att anta att alternativ II gäller och att klassificera svallmaterialet som en akvifer utanför zonen a'-b'.

Av dessa alternativ bör nummer 2), 3) eller 4) väljas för att inte ge en alltför "säker" bild av situationen. Nummer 3) kan dock innebära svårigheter eftersom bildningens utbredning under leran måste bedömas. Detsamma gäller för 1) där det dessutom kan vara så att lera inte alls förekommer där så antagits. I 4) får primärbildningen en större utbredning än i 2). Båda alternativen innebär att ett genomsläppligt material väljs för den omättade zonen utanför a-b respektive a'-b' men att ett större djup till grundvattenytan kommer att gälla för ett större område enligt 4). Vilket sätt som väljs måste bedömas utifrån ett beslut om vilken typ av akvifer som är mest intressant. Under alla omständigheter bör leran ges så liten betydelse som möjligt där dess utbredning är osäker. Det givna exemplet visar att det varit enklast att konsekvent välja den översta akviferen. Resonemang och överväganden som dessa måste hela tiden förekomma vid zoneringen av parametrarna så att klassificeringarna kan försvaras.

När det gäller utvärdering av slutna akviferer måste speciella hänsyn tas till några av DRASTIC-parametrarna (Aller et al, 1987). Förekomsten av ett tätande lager försvårar transport av föroreningar till akviferen. Akviferen måste antingen klassificeras som öppen eller sluten. Någon möjlighet att klassificera läckande akviferer finns inte. Vid tveksamhet om akviferen är helt sluten eller ej, bör den klassificeras som öppen för att undvika en alltför låg sårbarhetsklassificering.

Djupet till grundvattenytan (D) i en sluten akvifer definieras i DRASTIC som avståndet mellan markytan och akviferens övre begränsning (Aller et al, 1987), alltså inte djupet till grundvattnets tryckyta.

Grundvattenbildningen (R) justeras till att beskriva den faktiska grundvattenbildningen genom det tätande lagret (Aller et al, 1987). I exempelvis en mäktig, homogen, marint avsatt lera i Västsverige, med ibland en uppåtriktad hydraulisk gradient, innebär detta att ingen grundvattenbildning kan ske genom leran.

Den omättade zonens material under jordmånen (I) måste klassificeras som "tätande lager" med poängen 1 vid klassificering av slutna akviferer. "Tätande lager" är alltså den materialtyp som mest begränsar ett områdes sårbarhet i den omättade zonen (Aller et al, 1987).

I en tidigare version av DRASTIC (Aller et al, 1985) togs särskilda hänsyn även till topografi (T) och jordmånen material (S). Enligt denna version betraktas dessa parametrar som betydelselösa när slutna förhållanden råder.

I de sex genomförda projekten i Sverige har den tidigare versionen (1985) tillämpats. Vilken version som används bör inte vara av avgörande betydelse så länge akviferen är helt sluten, dvs inget läckage kan ske från det tätande lagret till akviferen. Poängsättningen är då endast ett sätt att visa på lägsta möjliga sårbarhet. Så fort tveksamhet råder bör dock akviferen klassificeras som öppen med relevanta poäng för samtliga parametrar.

3) Fältkontroll

För att kontrollera de zoner som gjorts bör fältinspektioner utföras. Kontroll av djup till grundvattenytan och de materialbeskrivande parametrarna kan göras genom lodningar i brunnar, lagerföljdsstudier i vägskärningar och grustag, översiktliga jordarts- och jordmånsstudier, kontroll av markanvändning, etc. Genom fältarbetet erhålls en kännedom om området som inte kan ges enbart av skrivbordsstudier av det befintliga underlagsmaterialet.

4) Sammanställning av hydrogeologiska miljöer

När samtliga parametrar zonerats görs en slutlig indelning i hydrogeologiska miljöer eller DRASTIC-miljöer. Inom en DRASTIC-miljö varierar inte poängen för någon parameter. Områden mindre än ca 40 ha sammanförs med lämplig omgivande miljö, om möjligt till en miljö med högre eller lika hög sårbarhet. Målsättningen bör vara att beskriva så få områden som möjligt mindre sårbara än vad de i verkligheten är.

5) Beräkning av DRASTIC-index

DRASTIC-index beräknas för de ingående miljöerna enligt uttrycket (2.1) i moment 2.2.3 och utgör underlaget till den DRASTIC-karta som framställs.

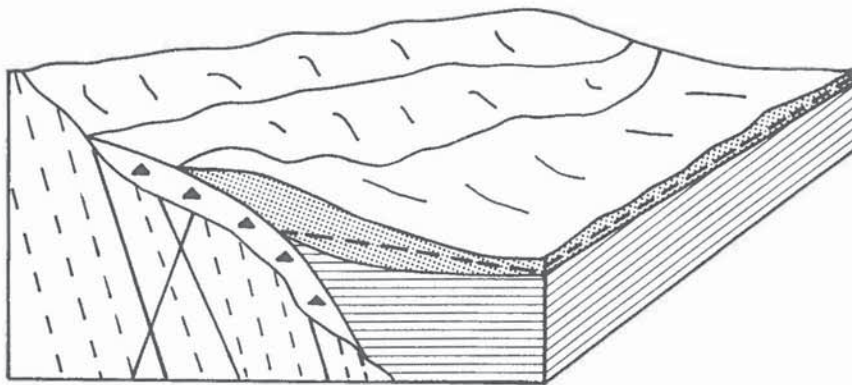
3.2.5 Redovisning av DRASTIC-klassificeringarna

Nedan (tabell 3.4 och figur 3.2) ges ett exempel på hur DRASTIC-miljöerna redovisats i en till de framställda kartorna medföljande textdel. I bilaga 1 redovisas ett utdrag från den karta som framställts i Nyköpings kommun.

Tabell 3.4. DRASTIC-miljö 8 i Nyköpings kommun - Svallsand

Parameter	Intervall	Vikt	Poäng	V x P
Depth	0 - 1,5 m	5	10	50
Recharge	175 - 250 mm/år	4	8	32
Aquifer	Sand	3	7	21
Soil	Sandig silt	2	6	12
Topography	2 - 6 %	1	9	9
Imp. Vadose	Sand	5	7	35
Cond.	$10^{-4} - 10^{-3}$ m/s	3	6	18

DRASTIC-index: 177



Figur 3.2. DRASTIC-miljö 8 - Svallsand i Nyköpings kommun.

Följande är en kommentar till denna miljö hämtad från beskrivningen till den genomförda klassificeringen (Karlsson och Rosén, 1990) (se även moment 3.2.7):

"De genom strand- och svallprocesser avsatta grövre postglaciala sedimenten - grovmo (finsand) till grus - är relativt vanliga inom området.

Miljö 8 kännetecknas av sand- och moskikt med relativt liten mäktighet, vanligen mellan 0,5 och 5 meter. Undantag finns dock, bl a norr om Larslundamalmen där svallsedimentens mäktighet är ca 10 meter.

I områden med svallsediment är markytan vanligen relativt flack. Svallmaterialet överlagrar ofta lera. Grundvattenytan är marknära och genomsläppligheten i allmänhet god, vilket medför en hög sårbarhet för grundvattenförorening.

Miljö 8 påträffas bl a i anslutning till större morän- och isälvsavsättningar, t ex vid Larslunda- och Stigtomtamalmerna och i anslutning till högt belägna och exponerade områden, t ex kring Bålsjön. Dessutom finns en mängd mindre svallavsättningar som inte kunnat redovisas på kartan. Mindre områden med svallmaterial förekommer där berg, morän eller isälvsmaterial går i dagen."

Genom den uppställning som gjorts i tabell 3.4 kan användaren läsa sårbarhetskartan "baklänges" och utläsa värden på de enskilda parametrarna. Materialet fungerar således som en sammanställning av hydrogeologisk information som kan vara av betydelse i andra sammanhang än sårbarhetsklassificering.

Det är av stor vikt med tydliga redogörelser för hur materialet skall användas för att minska risken för felanvändning. I teckenförklaringen till kartan (se bilaga 1) anges därför vilka villkor som gäller för resultaten och hur kartan bör användas.

3.2.6 Kompletteringar till sårbarhetskartan

Som komplement till sårbarhetskartan enligt DRASTIC har kompletterande information som är viktig vid planering i grundvattenfrågor sammanställts i en serie transparenta överlägg i skala 1:50 000. Förfarandet bygger på en metodik som utarbetats av The Department of Environmental and Quality Engineering (DEQE) vid delstatsmyndigheterna i Massachusetts, USA (DEQE, 1982, 1985).

Det arbete som utförts i de svenska kommunerna har resulterat i en version som är starkt omarbetad för att passa svenska förhållanden. Kartsystemet består av sex separata transparenta överlägg till varje DRASTIC-karta. Överläggen redovisar följande:

1. Avrinningsområden
2. Vattentäkter
3. Föroreningskällors läge och status
4. Jordbruksmark och djurhållare
5. Grundvattentillgångar i jord
6. Grundvattentillgångar i berg

Ett eller flera av överläggen kan kombineras med sårbarhetskartan beroende på vilken information som är av intresse för användaren. Överläggen bör uppdateras med jämna mellanrum för att hållas aktuella. Flera typer av överlägg, t ex över grundvattnets beskaffenhet, kan med fördel framställas i samma format för att få ett mera fullständigt underlag för planering i grundvattenfrågor. I bilaga 1 redovisas utdrag ur de överlägg som framställts i Nyköpings kommun.

Avrinningsområden

Grundvattnets strömning sammanfaller i allmänhet väl med ytvattnets dräneringsmönster, vilket medför att en kartbild som redovisar ytvattnets avrinningsområden samtidigt ger översiktlig information om grundvattnets strömbild. Det skall påpekas att grundvattenströmningen inte i detalj på något sätt kan utläsas från detta överlägg.

Följande indelning av ytvattendelare har gjorts:

- Ytvattendelare för regionalt avrinningsområde
- Ytvattendelare för större delavrinningsområde
- Ytvattendelare för mindre delavrinningsområde

Den topografiska kartan används vid framställningen av detta överlägg. I de fall då SMHI definierat avrinningsområden utgör dessa ett underlag vid framställningen av detta överlägg.

Vattentäkter

Detta överlägg är i grunden den datauppritning av brunnslägen som SGUs brunnsarkiv tillhandahåller. Sedan 1976-01-01 har alla brunnsborrhare skyldighet att enligt lag rapportera till SGU om utformning, kapacitet, jorddjup etc för alla brunnar som borrar. Merparten av de brunnar som kom till före detta datum finns dock inte med i SGUs brunnsarkiv. Främst gäller detta äldre grävda, enskilda brunnar.

Överläggen har i de utförda arbetena kompletterats med ytvattentäkter, kommunala grundvattentäkter och dessas skyddsområden, samt eventuella kommunala inventeringar av brunnar.

Till överlägget följer ett flertal datalistor med information om kapacitet, jorddjup, lagerföljd mm, för varje enskild brunn.

Föroreningskällor

Detta överlägg redovisar läge och status för de föroreningskällor som är av sådan storlek och styrka att de bedöms kunna utgöra ett potentiellt hot mot grundvattnets, och även ytvattnets, beskaffenhet.

Bedömningarna av vilka föroreningskällor som skall finnas med på överlägget har skett i samråd med kommunerna, som också bidragit med underlaget till den redovisade informationen.

Till detta överlägg har framställts en datalista med uppgifter om de olika föroreningskällorna, t ex fastighetsbeteckningar, mängd deponerat avfall, år för avveckling av aktiviteten, kommunal eller privat regi, etc. Varje föroreningskälla är indexerad på kartan för referens till datalistan.

Jordbruksmark och djurhållare

Redovisning av jordbruksmarkens utbredning och djurhållarnas läge har gjorts på ett separat överlägg, skilt från de övriga föroreningskällorna. Detta för att kartornas läsbarhet skall bli så bra som möjligt. Även beteckningarna för djurhållare har ett index för referens till datalista.

Grundvattentillgångar i jord

Detta överlägg redovisar större, bedömda grundvattentillgångar i kommunerna, främst i isälvsavlagringar. Uppgifterna har, där så varit möjligt, hämtats från de hydrogeologiska länskartorna, utgivna av SGU i skala 1:250 000. Där sådana kartor inte funnits tillgängliga har översiktliga bedömningar utifrån geologiska kartor, brunnsuppgifter, konsultutredningar, etc gjorts.

Grundvattentillgången i andra jordarter, såsom morän och svallsediment, redovisas inte på detta överlägg. Dessa material kan vanligen avge tillräckligt

med vatten för försörjning av enskilda fastigheter men är i regel ointressanta för större uttag.

Grundvattentillgången anges inom följande intervall, vilka är i enlighet med angivelserna från SGUs länskartor och brunnsarkiv:

Liten grundvattentillgång: < 3600 l/timme

Måttlig grundvattentillgång: 3600 - 18 000 l/timme

Stor grundvattentillgång: 18 000 - 90 000 l/timme

Mycket stor grundvattentillgång: > 90 000 l/timme

Angivelserna indikerar storleksordningen på den mängd grundvatten som kontinuerligt kan pumpas ur det aktuella grundvattenmagasinet, dvs den naturliga nybildningen av grundvatten i magasinet, förutsatt att genomsläppligheten är tillräckligt stor i materialet (SGU, hydrogeologiska länskartan).

Grundvattentillgångar i berg

Grundvattnets förekomst och rörelse i det kristallina berget styrs helt av sprickors typ och förekomst. Berget hyser sprickakviferer vilka inte kan jämföras med mer homogena porakviferer i exempelvis sand och grus.

Angivelserna är baserade på medianvärdesberäkningar av brunnskapaciteter i SGUs brunnsarkiv och ger en mycket översiktlig bild av områdets fördelning av grundvattentillgångar i berg.

Medianvärdesberäkningar av brunnar borrade för dricksvattenförsörjning indikerar vanligen för små grundvattentillgångar. Då en brunn borrar för dricksvattenförsörjning syftar borrhningen till att erhålla en viss vattenmängd. När detta mål uppnåtts avbryts borrhningen. Detta leder till att berggrundens förmåga att avge vatten inte alltid utnyttjas optimalt (Fagerlind, 1988).

Genom att jämföra vattenbrunnar med brunnar borrade för bergvärme, har det konstaterats (Fagerlind, 1988) att bergvärmebrunnar, vilka alltid borrar till ett bestämt djup, uppvisar högre mediankapaciteter. Dricksvattenbrunnar torde således inte spegla bergets fulla förmåga att avge grundvatten.

Tillgångarna redovisas inom följande intervall, vilket också motsvarar de av SGU tillämpade intervallen för den hydrogeologiska översiktskartan:

Liten grundvattentillgång: < 600 l/timme

Måttlig grundvattentillgång: 600 - 2000 l/timme

Stor grundvattentillgång: > 2000 l/timme

Förutom grundvattentillgången i det kristallina berget redovisar dessa överlägg även större sprickzoner i berggrunden. I anslutning till dessa zoner, i synnerhet då de korsar varandra, kan grundvattentillgången vara mångdubbelt större än för omgivande områden. Grundvattentillgångarna i kristallint berg uppvisar därför mycket stora variationer.

3.2.7 Beskrivning till de utförda arbetena

I en rapportdel till varje arbete har följande redovisats:

Beskrivningar av arbetsmetoder - DRASTIC och kompletterande överlägg.

Geologisk beskrivning av respektive kommun.

Ett allmänt grundvattenavsnitt med redogörelser för terminologi, grundvattnets förekomst och processer viktiga för försvagning av föroreningar i grundvatten.

Resultatredovisning med kommentarer av sårbarhetsklassificeringarna (se moment 3.2.5) och kommentarer till de kompletterande överläggen.

Anvisningar för användning av materialet.

Beskrivningen utgör en viktig del i de utförda arbetena. Den geologiska beskrivningen och det allmänna grundvattenavsnittet är avsedda att ge en grundläggande information som är viktig för att kunna använda det framtagna materialet. I flera fall i kommunerna tvingas personer utan hydrogeologiska kunskaper att planera och besluta i grundvattenfrågor. Det är främst för dessa personer de allmänna avsnitten skrivits.

Uppställningen av DRASTIC-resultaten (se moment 3.2.5) och kommentarerna till dessa och de kompletterande överläggen är nödvändiga vid användning av materialet. Kommentarerna beskriver speciella förhållanden i det utvärderade området och förklarar de sätt på vilka utvärderingarna genomförts.

Anvisningarna för användningen av det framtagna materialet är naturligtvis av stor betydelse. Här diskuteras materialets begränsningar och exempel på användningsområden ges.

Samtliga dessa avsnitt i rapporten har modifierats vid varje arbete. Förutsättningarna för ytterligare förbättringar av textdelen, liksom för kartorna, är dock stora. En vidare diskussion kring erfarenheterna från projekten ges i momenten 3.2.8, 3.2.9 och 3.2.10.

3.2.8 Kommentar till presentation av resultaten

Samtliga kartor har framställts i skala 1:50 000, dels eftersom denna skala vanligen används för planeringskartor i kommunerna, dels av praktiska skäl eftersom en stor del av underlagsmaterialet finns i form av geologiska och topografiska kartor i denna skala.

DRASTIC-kartorna har färglagts enligt den kod som föreslås i DRASTIC-handboken. Färskalan bör modifieras så att färgsättningen inte går i det närmaste hela färgskalan runt från violett till rött. Det omedelbara intrycket från kartorna har färgmässigt inte blivit en gradvis övergång från områden med låg sårbarhet till områden med hög sårbarhet.

Teckenförklaringen till DRASTIC-kartorna har befunnits vara mycket viktig och bör göras så tydlig som möjligt vad gäller resultat och anvisningar om användning för att undvika felanvändning.

De transparenta överläggen har modifierats vid de olika projekten. Målsättningen har varit att göra tydliga symboler som inte förekommer för mer än en typ av information på de olika överläggen sammantaget. Eftersom flera av överläggen kan appliceras samtidigt på sårbarhetskartan är det viktigt att samma typ av beteckning inte förekommer två gånger. Överläggen framställdes i olika färger i några projekt med avsikt att öka läsbarheten. Med hänsyn till reproducerbarheten är dock svarta symboler att föredra framför färg.

För föroreningskällor och vattentäkter har en indexering av varje objekt befunnits vara mycket viktig. Genom ett index och en medföljande datalista kan användaren lätt erhålla betydelsefulla uppgifter om objektet ifråga, t ex fastighetsbeteckning, brunnsdjup, avfallsmängd, etc.

Presentationen av resultaten har i mycket förbättrats under de genomförda projekten. Det finns dock goda möjligheter att vidareutveckla presentationen, både vad gäller kartor och rapportdel. Den presentation som hittills utarbetats utgör dock ett grundförslag inför en vidareutveckling.

3.2.9 Anvisningar för användning av det framtagna materialet

Liksom alla kartor är detta kartmaterial generaliserat och kan inte ersätta detaljerade undersökningar. Det skall istället användas som ett underlag vid planering och beslutsfattande i grundvattenfrågor.

DRASTIC tar enbart hänsyn till hydrogeologiska förhållanden inom större områden och föroreningars egenskaper finns endast mycket generellt "inbyggda" i systemet. DRASTIC kan således inte ge information om en plats är lämplig för placering av exempelvis en avfallsdeponi. Sårbarhetskartan kan

däremot ange områden inom vilka det på hydrogeologiska grunder är lämpligt att söka efter platser, lämpliga för avfallsdeponering.

På de kompletterande överläggen finns information material sammanställd som ofta finns tillgänglig men utspridd på ett antal olika platser. Denna information är avsedd att ställas mot sårbarhetskartan på samma översiktliga sätt för att få en mera fullständig bild av situationen.

Det följande är exempel på användningsområden för materialet:

Planeringsunderlag

Lokalisering av områden, vilka relativt andra är lämpade för miljöstörande verksamhet med hänsyn till grundvattnet.

Utvärdering av grundvattnets sårbarhet i områden belstade med miljöstörande verksamhet.

Komplettering av grundvattenskydd längs hårtbelastade väg- och järnvägssträckor.

Översiktlig bedömning av grundvattentillgångar och hotbilden för dessa.

Planering av program för återställning av exempelvis nedlagda avfallsdeponier.

Sammanställning

DRASTIC och överläggen redovisar uppgifter som ofta finns tillgängliga men då spridda på flera ställen. Kartmaterialet fungerar därmed som en form av hydrogeologisk atlas och databas.

Information

Materialet är till nytta för att på ett begripligt sätt, inför allmänhet och andra intresserade, förklara och motivera varför olika åtgärder genomförs eller inte genomförs.

3.2.10 Utvärderingar med hänsyn till tid och ekonomi

Arbetenas längd vid de genomförda projekten i de sex kommunerna varierade mellan ungefär tre man-månader för de minsta kommunerna (Kungsbacka, Uddevalla och Skövde) till ca sju man-månader för den största (Nyköping).

Arbetets omfattning varierar kraftigt mellan olika kommuner beroende på underlagsmaterialets kvalitet. Med erfarenhet från de sex projekten kan också konstateras att det varit önskvärt om fältarbetena kunnat göras mera omfattande. De angivna tiderna mellan tre och sju månader skall därför ses som minimitider.

På grund av insatsernas storlek innebär en kartläggning i flera fall alltför höga kostnader för en kommun med hänsyn till marknadsmässiga konsultarvoden. Förhoppningsvis kan användning av s k geografiska informationssystem (GIS) avsevärt minska kostnaderna för färgläggning och uppritning av kartmaterialet, vilket utgjort en betydande del av totalkostnaderna för de genomförda projekten. Med ett GIS följer dock ökad tidsåtgång för behandling och digitalisering av underlagsinformationen.

3.2.11 Kommunernas användning av materialet

För att undersöka hur det framtagna materialet används i kommunerna överlämnades ett frågeformulär. En neutral utformning av formuläret eftersträvades med möjligheter för kommunerna att i så stor ursträckning som möjligt själva beskriva användningen.

Följande frågor ställdes:

A. Hela utredningen

Har utredningen fått någon praktisk användning i kommunens arbete? Beskriv i så fall hur utredningen använts, och i vilket syfte. Har hela eller endast vissa delar av utredningen använts, och i så fall vilka delar?

Bedöms utredningen fortsättningsvis kunna få en praktisk användning i kommunens arbete? Ange om möjligt vilka arbeten och hur utredningen planeras att användas.

Har utredningen bidragit till en ökad kännedom om grundvattenförhållandena i kommunen?

B. Kartdelen separat

Ange positiva respektive negativa omdömen om kartdelen vad gäller:

- a) presentation
- b) innehåll

C. Rapportdelen separat

Ange positiva respektive negativa omdömen rapportdelen vad gäller:

- a) presentation
- b) innehåll

Svar har inkommit från fyra av de sex kommunerna. Vad gäller Kungsbacka och Varberg antas att man där inte haft möjlighet att utnyttja eller studera materialet ännu.

I Nyköping, Uddevalla och Borås kommuner har man haft en praktisk användning av materialet. I Uddevalla, och till en viss del även i Borås, har arbetet använts som underlag i översiktsplanen. I Nyköping och Borås har materialet använts av konsulter i en flygplatsstudie (Nyköping) respektive inventering av isälvsavlagringar för grundvattenutvinning (Borås).

Vid samtliga fyra kommuner anser man att materialet kommer att få en framtida användning för planering av skydd och utnyttjande av grundvattentillgångar.

Särskilt i Nyköping, där de kompletterande överläggen i vissa avseenden är mera utförliga än i övriga kommuner, avser man att utifrån det framtagna materialet aktivt planera åtgärds- och översynsprogram för föroreningskällor och vattentäkter.

I Nyköping och Skövde anser man att utredningen klart ökat kännedomen om grundvattenförhållandena i kommunen, medan man endast tycker att kännedomen ökat marginellt i de övriga.

När det gäller presentationen av kartmaterialet tycker man i Uddevalla att digitalisering av kartorna vore värdefullt med hänsyn till kompletteringar och uppdateringar av materialet. I Nyköping och Skövde anser man att kartmaterialet är tydligt och informativt men påpekar i Nyköping att färgskalan kan förbättras.

Vad gäller textdelen har man inte något att invända i kommunerna, men i Uddevalla har man gjort en förkortad sammanställning av rapporten för information till personer som inte aktivt använder materialet, t ex politiker.

Sammantaget är reaktionerna positiva och man ser en användning för materialet i kommunerna. En viss negativ kritik har framförts vad gäller de framställda kartorna. Färgskalan kan förbättras och kartor framställda digitalt innebär att informationen kan uppdateras och ajourhållas på ett lättare sätt.

3.3 Tillämpningar i USA

Nedan ges en kort redogörelse kring tillämpningarna av DRASTIC i USA. En mera fullständig redogörelse ges av Rosén (1990b).

I USA har flera delstater beslutat använda DRASTIC för framställning av sårbarhetskartor. Ca 10 % av USA bedöms vara kartlagt med DRASTIC (Lehr, pers komm i Rosén, 1990b). Dessa kartläggningar har gjorts county-vis och presenteras i skala ca 1:100 000. Ohio, Virginia, Florida, Kentucky, Kalifornien, Arizona och North Carolina är exempel på stater som helt eller delvis har kartlagts. Dessutom har DRASTIC använts för en kartläggning av hela USA med avseende på pesticider (Liddle et al, 1987).

USAs naturvårdsverk (Environmental Protection Agency, EPA) använder DRASTIC för framställning av översiktliga, småskaliga sårbarhetskartor i skala 1:1 000 000.

I USA betonas vikten av hydrogeologisk erfarenhet vid kartläggningarna och en utförlig rapportdel till kartorna. Kartörer är till största delen anställda vid delstaternas grundvattenavdelningar.

Användare av kartorna är främst planerare på delstatlig och lokal nivå. Även andra, t ex konsulter och de delstatliga geologiska undersökningarna, utnyttjar kartorna i inledande delar av projekt.

Ett intressant användningsområde för DRASTIC i USA presenteras av Newell et al (1990). DRASTIC används för strukturering och uppbyggnad av en nationell hydrogeologisk databas. Utgående från DRASTIC-klassificeringar kan statistiska fördelningar för hydrogeologiska data tas fram för olika hydrogeologiska miljöer. Databasen kan användas för att få översiktliga uppgifter om exempelvis hydraulisk konduktivitet, flödes hastighet, hydraulisk gradient och djup till grundvattenytan i olika typer av hydrogeologiska miljöer.

3.4 Slutsatser

De praktiska tillämpningar som genomförts i sex kommuner med DRASTIC och kompletterande överlägg har givit värdefull information inför en mera fullödig anpassning av liknande metoder till svenska förhållanden. Det förslag som är resultatet av de praktiska tillämpningarna - sårbarhetskarta, kompletterande överlägg och textdel - utgör ett fungerande verktyg för översiktlig, kommunal planering av skydd och utnyttjande av grundvattentillgångar.

Den här typen av utvärderingar fyller ett behov hos kommunerna som i de flesta fall helt saknar verktyg för en översiktlig grundvattenplanering. Intrycket av kartmaterialet i de kommuner där projekten genomförts är överlag goda, men man påpekar samtidigt att främst presentationen av kartorna kan förbättras på några punkter.

4 ANPASSNING AV DRASTIC TILL SVERIGE

4.1 Inledning

I detta kapitel diskuteras hur DRASTIC-systemet i några avseenden skulle kunna vidareutvecklas och bättre anpassas till svenska förhållanden. Något arbete med att utföra dessa anpassningar har inte kunnat göras inom ramen för föreliggande projekt. Diskussionerna nedan skall istället ses som förslag på insatser som kan vara lämpliga att genomföra för att bättre kunna anpassa DRASTIC, eller ett liknande system, till svenska förhållanden.

Följande insatser diskuteras i detta kapitel:

- 1) Beskrivning av hydrogeologiska typmiljöer för Sverige.
- 2) Modifiering av poängsättningen för några av parametrarna. Detta gäller främst för beskrivning av jordmånen's egenskaper, topografi samt det kristallina bergets placering i akviferens material och den omättade zonens material under jordmånen. Om sårbarhetsvärderingar utan hänsyn till ekonomiska aspekter skall göras måste dessutom indelningen av de materialbeskrivande parametrarna ändras.
- 3) Beslutsteoretisk tillämpning av systemet.
- 4) Relatering av DRASTIC-parametrarna till olika föroreningstyper och mänsklig verksamhet
- 5) Anpassning till digital hantering i geografiska informationssystem (GIS).

4.2 Beskrivning av hydrogeologiska typmiljöer för Sverige

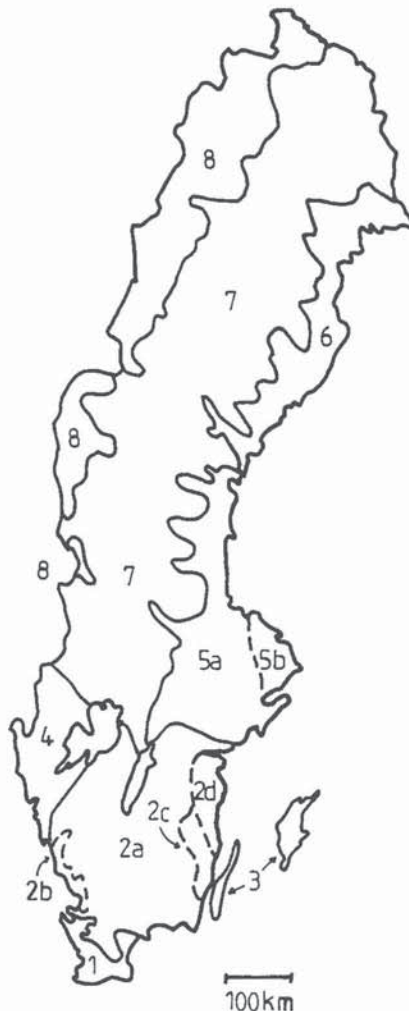
I USA har hydrogeologiska typmiljöer beskrivits (se moment 2.2.4) för att ge vägledning när underlagsmaterialet är ofullständigt. Nedan diskuteras hur sådana beskrivningar skulle kunna utarbetas för Sverige. En beskrivning av hydrogeologiska typmiljöer i Sverige kan underlätta klassificeringarna och göra dem snabbare. Typmiljöer utgör en vägledning och medför att kartören lättare blir bekant med området.

4.2.1 Hydrogeologiska regioner

Som grund för beskrivningen av typmiljöerna måste ligga en hydrogeologisk regionindelning. En sådan har föreslagits av Knutsson och Fagerlind (1977). Indelningen är gjord med hänsyn till grundvattentillgångar och grundas på hydrogeologiska variationer varför den kan utgöra en lämplig grund för beskrivningen av typmiljöerna.

Sverige har i detta arbete indelats i fyra områden vad gäller berggrunden och åtta områden vad gäller lösa jordlager. För att anpassas till DRASTIC föreslås att berggrunds- och jordlagerbeskrivningarna integreras så att berggrunden beskrivs inom varje jordlagerregion. Därmed kan en regionindelning av Sverige för DRASTIC, som bygger på Knutsson och Fagerlinds indelning i jordlagerregioner, föreslås (figur 4.1)

I anslutning till figur 4.1 presenteras en sammanfattning och komplettering av jordlagerbeskrivningen enligt Knutsson och Fagerlind (1977) för område 5a - "Centrala Mellansverige och södra Norrlands kustland." Till beskrivningen har förts ett avsnitt gällande berggrunden. Beskrivningen är mindre relaterad till grundvattentillgång än vad som är fallet i Knutsson och Fagerlind (1977). Område 5a valdes för att exemplifiera en hydrogeologisk regionbeskrivning eftersom Nyköpings kommun, från vilken resultat hämtas till andra delar av föreliggande arbete (se kapitel 2 och 3), faller inom detta område.



Figur 4.1. Indelning av Sverige i hydrogeologiska regioner med hänsyn till jordlager (efter Knutsson och Fagerlind, 1977).

5a - Centrala Mellansverige och södra Norrlands kustland:

Denna region karakteriseras från hydrogeologisk synpunkt främst av tämligen rikligt förekommande isälvsavlagringar i form av rullstensåsar med vanligen goda möjligheter för stora grundvattenuttag. Åsarna är vanligen mäktiga, utbredda i sidled och sammanhängande långa sträckor. I flera fall överlagras bildningarna delvis av lera och andra finkorniga sediment. Åsarna följer ofta dalstråk eller lågt liggande terrängpartier, vilket innebär att tillrinningsområdena ofta är stora. Exempel på mäktiga rullstensåsar är Badelundaåsen, Uppsalaåsen och Ljunganåsen.

I övrigt dominerar leror och morän de jordtäckta områdena i regionen. Lerorna är ofta varviga och kan i dalstråk uppvisa stora mäktigheter, t ex mer än 50 meter väster om Nyköping. Av andra finsediment förekommer framförallt glacial finmo (grovsilt) i betydande utbredning.

Moränen är vanligen sandig-moig och fungerar ibland som källa för grundvattenförsörjning till enskilda hushåll.

Berggrunden i området utgörs av urberg, huvudsakligen gnejs med brant stupande sprickzoner. Berggrunden utgör källa för ett stort antal enskilda vattentäkter.

4.2.2 Exempel på beskrivning av en hydrogeologisk miljö.

Med utgångspunkt från regionbeskrivningen kan ett antal hydrogeologiska typmiljöer beskrivas. Följande beskrivning är ett exempel på en sådan typmiljö. Typmiljöns DRASTIC-poäng redovisas i tabell 4.1.

5a1 - Isälvsavlagringar i dalstråk:

Isälvsavlagringarna är i regel relativt flacka med en stor utbredning i sidled. Åsarna består vanligen av en grov kärna av sten, grus och sand, omgiven av något finare material, vanligen sand. Den hydrauliska konduktiviteten varierar mellan olika material i bildningarna men är i allmänhet hög. I ytan har vanligen en omlagring av material skett genom svallningsprocesser. Djupet till grundvattenytan är, på grund av det grovkorniga materialet, vanligen större än i omgivande områden. Grundvattenytans läge varierar dock och kan, i de fall då bildningarna är belägna i anslutning till sjöar, vara marknära. Hela nettonederbörden bildar grundvatten. Rullstensåsarna hyser i många fall mycket stora grundvattentillgångar.

Tabell 4.1. Typmiljö 5a1.

Parameter	Intervall	Poäng	Vikt	V x P
Depth	9-15 m	5	5	25
Recharge	175-250 mm/år	8	4	32
Aquifer	Sand och grus	8	3	24
Soil	Sand	9	2	18
Topography	2-6 %	9	1	9
Imp. Vadose	Sand och grus	8	5	40
Cond.	$10^{-3} - 10^{-2}$ m/s	8	3	24

DRASTIC-index: 172

4.2.3 Kommentar

På samma sätt som ovan kan sedan andra typmiljöer, exempelvis isälvsmaterial under lera, moränområden, kalt berg, svallavsättningar, etc beskrivas för denna region. Region- och typmiljöbeskrivningarna ovan har inte gjorts med avsikt att vara fullkomliga, slutgiltiga, beskrivningar utan för att visa på ett användbart koncept. Beskrivningar av hydrogeologiska typmiljöer utgör en referens och vägledning så att kartören lättare och snabbare lär känna det område som skall klassificeras. Sådana beskrivningar innebär en omfattande hydrogeologisk sammanställning men skulle dels medföra effektivare DRASTIC-klassificeringar, dels en intressant översiktlig sammanställning av Sveriges hydrogeologi med en värdering av sju olika parametrar.

4.3 Modifiering av parametrarnas poängsättning

Poängsättningen i DRASTIC av jordmånens material är inte relevant för svenska förhållanden. Jordmånens material är starkt knutet till jordart men skillnader i jordmånens egenskaper i ett visst geologiskt material beror till stor del av markanvändningen. Genom att enbart ta hänsyn till jordmånens texturerna egenskaper förbises viktiga skillnader som härör från markanvändning, t ex buffringsförmåga och jonbyteskapacitet. Den indelning som tillämpats i DRASTIC är mera lämpad i andra typer av geologi och klimat där rena vittringsjordar kan förekomma, vars texturerna egenskaper helt avviker från det geologiska modermaterialets.

Uppgifter om vegetation och markanvändning kan i Sverige erhållas från flera källor, t ex kartor och flygbilder. Därför bör det vara lämpligt att beskriva exempelvis markanvändning i förhållande till geologi för att åskådliggöra de översta marklagrens egenskaper (tabell 4.2).

Tabell 4.2. Exempel på beskrivning av markanvändning i relation till geologi.

MARKANVÄNDNING	GEOLOGI				
	Grus	Sand	Silt	Morän	Lera
Barrskog					
Blandskog					
Lövskog					
Ängsmark					
Åkermark					
Tunn eller ingen jordmån					

Några poäng har inte satts in i matrisen eftersom inga studier ännu utförts av vilken betydelse markanvändningen har för grundvattnets sårbarhet. Schemat innebär emellertid ett förslag för hur markens översta delar kan beskrivas med två parametrar som är av primär betydelse - markanvändning och jordart.

Med hänsyn till de ekonomiska aspekterna i DRASTIC måste indelningen för akviferens material och den omättade zonen under jordmånen ändras om sårbarhet utan hänsyn till grundvattnets ekonomiska betydelse är önskvärd. Hänsyn måste då också tas till den hydrauliska konduktiviteten eftersom den inte har samma betydelse för sårbarheten i sprick- och porakviferer.

Överhuvudtaget bör en bättre anpassning av materialbeskrivningarna i akviferens material (A) och den omättade zonen under jordmånen (I) göras. Bl a bör morän ingå i (I).

Jämförelsen med försurningsstudien i Västsverige (Jonasson et al, 1985) i moment 2.3.6 antyder vidare att en inventering av poängskalan för topografi bör beaktas. En mera markerad topografi innebär en snabbare omsättningstid med mindre möjlighet för nedbrytning och fastläggning av föroreningar.

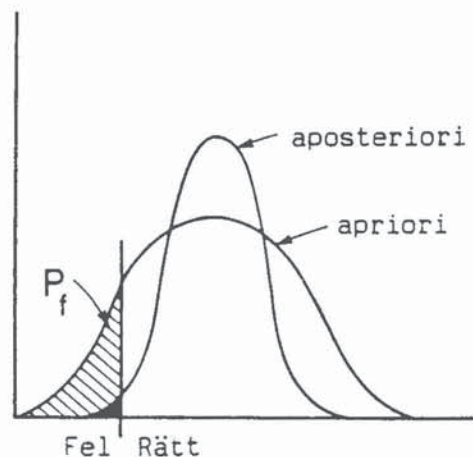
4.4 Beslutsteoretisk tillämpning av DRASTIC

Antalet parametrar och redundansen i DRASTIC medför att om parametrarna utvärderas individuellt i så stor utsträckning som möjligt får felbedömningar av enskilda parametrar en liten inverkan på slutresultatet. Erfarenhetsmässiga bedömningar, s k "mjuka data" och inte enbart faktiska mätdata är av betydelse

i klassificeringarna. Det är därför av intresse att undersöka hur mycket bedömningar respektive mätdata betyder och i vilken grad redundansen och antalet parametrar inverkar på resultaten.

Beslutsteori integrerar praktiska förutsättningar, t ex ekonomi och tid, med de resultat utifrån vilka besluten måste fattas. Beslutsteoretiska modeller syftar till att möjliggöra en värdering av resultatens tillförlitlighet för varje ny kunskapsnivå, dvs varje gång nya data blir tillgängliga. I DRASTIC finns endast en sådan beslutsnivå och någon möjlighet att värdera det dataunderlag som använts vid klassificeringen eller att uppdatera resultaten på ett relevant sätt finn inte. En beslutsteoretisk modell är betydelsefull eftersom dataunderlagets upplösning varierar mellan olika områden och parametrar. Hur beslutsteoretiska modeller kan tillämpas på hydrogeologiska problem beskrivs av Freeze et al (1990). En bra sammanfattning av beslutsteori ges av SKN (1991).

En statistisk metod som är väl lämpad för användning i beslutsteoretiska modeller är s k "Bayesiansk Uppdatering" enligt Bayes teorem. Med denna metod kan uppskattningar av sannolikheten för att resultaten av en klassificering är felaktiga göras. Dels kan en sådan värdering göras efter den erfarenhetsmässiga, första bedömningen (apriori), stödd av eventuell befintlig information, dels efter varje tillfälle som ny information blir känd i det aktuella området (aposteriori) (figur 4.2). Därmed sker också en värdering av hur mycket nya data betyder för tillförlitligheten i klassificeringen. Det intressanta med detta förfarande är således att hänsyn tas även till erfarenhetsmässiga bedömningar, vilket i andra statistiska sammanhang bortses ifrån men som i verkligheten naturligtvis är av stor betydelse för att kunna utvärdera geologiska förhållanden i områden med ett ofullständigt dataunderlag.



Figur 4.2. Värderingar apriori och aposteriori av sannolikheten för att resultatet av en klassificering av en viss parameter är felaktigt. P_f = sannolikhetsfunktion. (efter Smith och Freeze, 1979).

4.5 Relatering av DRASTIC till mänsklig verksamhet

Den speciella viktning av DRASTIC-parametrarna som gjorts för pesticider är en relatering av systemet till en specifik mänsklig verksamhet, jordbruk. På liknande sätt bör systemet kunna relateras till andra verksamheter, exempelvis fritidsbebyggelse, flygplatser, virkesupplag, grustäcker, etc.

Genom att känna föroreningars typ för en verksamhet och relatera dessa till DRASTIC erhålls en bild i vilken grad området tål denna verksamhet. Därmed kan en tålighetskarta framställas, dvs en temakarta för en specifik, mänsklig verksamhet.

Målsättningen kan vara att framställa en matris där olika verksamheter finns representerade med relevanta vikter för varje parameter (tabell 4.3).

Tabell 4.3. Matris för relatering av mänsklig verksamhet till DRASTIC.

	VIKTER				
	Generell	Pesti- cider	Flyg- plats	Fritids- bebyggelse	Virkes- upplag
Depth	5	5			
Recharge	4	4			
Aquifer	3	3			
Soil	2	5			
Topography	1	3			
Imp. Vadose	5	4			
Cond.	3	2			

Vid en sådan vidareutveckling av systemet bör också ansträngningar göras att integrera grundvattnets tålighet med en ytvattenvärdering. Detta är speciellt viktigt i det sjörika svenska landskapet. De sjöar och vattendrag som står i hydraulisk kontakt med en akvifer med låg tålighet för en befintlig eller planerad verksamhet riskerar att matas med påverkat grundvatten. De bör därför ingå i utvärderingen.

4.6 Anpassning till geografiska informationssystem (GIS)

De arbetssätt som framtagits och tillämpats praktiskt i kommunprojekten med sårbarhetskarta och kompletterande information är lämpat för hantering i geografiska informationssystem (GIS). DRASTIC är, med sju olika parametrar som skall vägas samman till en resulterande kartbild, mycket väl lämpat för en sådan hantering. I ett GIS kan olika "skikt" av digital information, t ex värden för olika hydrogeologiska parametrar, analyseras i förhållande till varandra enligt samband som användaren specificerar.

Användning av GIS kan vara en möjlighet att minska kostnaderna för framställningen av kartmaterialet. Dock behöver sannolikt mycket av underlagsinformationen digitaliseras, och eventuellt också köpas in, varför kostnaderna för informationssamling ökar. Någon utvärdering av i vilken omfattning en GIS-hantering påverkar kostnaderna går därför inte att göra innan några försök med GIS gjorts.

Det är dock inte i kartframställningen i sig som en användning av GIS har störst fördelar. Möjligheterna att kunna analysera den information som utgör underlag för utvärderingarna är avsevärt mycket större i ett GIS, jämfört med manuell karthantering. Det optimala användandet av GIS är att digitalt förvara information om olika parametrar i databaser och använda dessa för att framställa exempelvis en tålighetskarta för en viss typ av verksamhet endast när och över vilket område den behövs. Kartan blir då resultatet av den senaste, och för tillfället mest fullständiga informationen. Kartan, kan uppdateras så fort ny information erhålls för det aktuella området. Därmed blir inte planeringskartan statisk, som exempelvis topografiska eller geologiska kartor, utan anpassad till den befintliga underlagsinformationen, dvs den är en "färskvara."

För att kunna utveckla DRASTIC till att användas för tålighetskartor är GIS-användning nödvändigt. Det kan då bli fråga om ett antal temakartor för varje område för att beskriva områdets tålighet med hänsyn till olika verksamheter. En manuell framställning och datahantering blir för detta mycket långsam.

5 LeGRAND-SYSTEMET

5.1 Inledning

Klassificeringssystemet "A Standardized System for Evaluating Waste Disposal Sites" (LeGrand, 1983), fortsättningsvis kallat "LeGrand-systemet", är, som namnet antyder, främst avsett för utvärdering av sannolikheten för förorening från avfallsdeponier. Metoden är avsedd att användas för att framställa underlag för prioriteringar av vidare undersökningar och åtgärder. LeGrand-systemet kan således inte ersätta detaljerade undersökningar. Systemet har i Sverige tillämpats i några försök i avsikt att se om det kan vara av intresse för att ta fram underlag för prioritering av detaljundersökningar och åtgärder vid olika typer av föroreningskällor.

5.2 Kort beskrivning av systemet

Beskrivningen nedan är ett referat av originalbeskrivningen till LeGrand-systemet (LeGrand, 1983).

Klassificeringarna utförs i fyra etapper med sammanlagt tio delsteg där etapp 1 (steg 1-7) beskriver och klassificerar grundvattnets sårbarhet eller de naturliga hydrogeologiska förutsättningarna för att förhindra en eventuell förorenings-spridning.

Etapp 2 (steg 8) avser akviferens känslighet och föroreningens typ och utifrån detta görs en utvärdering av situationen.

Den tredje etappen (steg 9) jämför den aktuella situationen med en "standardsituation", varvid en utvärdering av sannolikheten för förorening i förhållande till denna standardsituation görs.

Slutligen tar etapp 4 (steg 10) hänsyn till de ingenjörsmässiga åtgärder som gjorts: spridningsförhindrande åtgärder och/eller åtgärder för att oskadliggöra avfallet.

5.2.1 Etapp 1

Steg 1: Avstånd mellan befintlig eller antagen föroreningskälla och vattenuttag

Avståndet från föroreningskällan till vattenuttaget - exempelvis en brunn eller ett vattendrag - mäts och anges enligt ett index mellan 0 och 9 (tabell 5.1) där ett lägre värde svarar mot ett större avstånd. Då en förorening generellt bryts ner och fastläggs som mest effektivt under den första delen av sin transport genom marken är inte skalans gradering rätlinjig.

Tabell 5.1. Index för avstånd från föroreningskälla till närmaste uttagsställe för grundvatten (efter LeGrand, 1983).

Index:	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Max (m)	-	2000	999	299	149	74	49	34	19	14
Min (m)	2000	1000	300	150	75	50	35	20	15	0

Den största avtagande effekten uppnås om transporten äger rum i löst, okonsoliderat jordmaterial med förmåga att ta upp och binda föroreningar till sig. Strömmar däremot vattnet i sprickor i hårt, kristallint berg med mycket liten eller ingen förmåga till sorption spelar avståndet naturligtvis en mindre roll. Det är därför viktigt att i undersökningen bestämma de fall där grundvattenytan befinner sig i sprickigt, hålrumsfyllt berg. Detta indikeras i steg 6 med speciellt suffix.

Steg 2: Djup till grundvattenyta vid föroreningskälla

Många föroreningar oskadliggörs helt eller delvis i den omättade zonen, vilket generellt medför att bättre förhållanden råder där grundvattenytan ligger djupt. Det avstånd som avses i tabell 5.2 är det mellan markytan och den vattenyta som finns i ett opåverkat observationsrör eller brunn. I områden där grundvattenytan höjs kraftigt under våtperioder - områden med lågpermeabla jordar - bör den högsta nivån gälla.

Tabell 5.2. Index för djupet till grundvattenytan vid föroreningskällan (efter LeGrand, 1983).

Index:	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Max (m)	-	60	29	19	11	7	4	2,5	1,0	0,5
Min (m)	60	30	20	12	8	5	3	1,50	0,5	0

Då det ibland saknas brunnar eller observationsrör i närheten av föroreningskällor kan det vara svårt att exakt mäta djupet till grundvattenytan. Dock bör relativt säkra bedömningar kunna göras med kunskap om platsens geologi, vattenytor i närliggande ytvattendrag och våtmarker m m. Det finns, då det gäller avstånd till grundvattenytan, en hel mängd specialfall: t ex flera akviferer åtskilda av semipermeabla lager, men varigenom läckage kan ske, lokalt förhöjd grundvattenyta under själva avfallsplatsen (vanligt vid deponering av vätskor) etc. Dessa medför försvårade omständigheter och kan beskrivas med suffix i steg 6.

Steg 3: Hydraulisk gradient

Denna parameter har relativt de andra en mindre betydelse för utvärderingens resultat. Detta eftersom det i vissa fall kan vara svårt att bedöma den hydrauliska gradienten (tabell 5.3) om inte strömbildskartor finns över området.

Tabell 5.3. Index för hydraulisk gradient (efter LeGrand, 1983).

Index	0	1	2	3	4	5
Gra- dient	Bort från alla uttagsställen inom 1000 m från föroreningskällan.	Ingen grad.	Mindre än 2% mot uttagsstället men inte i den förväntade flödesriktningen.	Mindre än 2% mot uttagsstället i den förväntade flödesriktningen.	Mer än 2% mot uttagsstället men inte i den förväntade flödesriktningen.	Mer än 2% mot uttagsstället i den förväntade flödesriktningen.

Det presenterade schemat över steg 3 gör skillnad på "i den förväntade" och "inte i den förväntade" flödesriktningen. Med det förstnämnda avses att grundvattenflödets största gradient pekar mot uttagsstället, medan det i det andra fallet är så, att den uppvisar en annan riktning, men att en mindre uttalad gradient ändå finns mot uttagsstället.

Steg 4: Geologiska material och sorption

Av stor betydelse för hur ett förorenat grundvatten från en avfallsanläggning påverkar omgivningen, är den typ av geologiskt material genom vilket vätskan strömmar. En finkornig jordart har i allmänhet en större förmåga att fördröja och bryta ner en förorening än ett grovkornigt material. Dels blir strömningshastigheten lägre i ett finkornigare material och medför att en längre tid finns till förfogande för nedbrytning, dels ökar kontaktytan mot vätskan ju mera finkornigt materialet är.

Hänsyn måste tas till i vilken geologisk miljö transporten av föroreningen mellan föroreningskälla och uttagsställe kan tänkas äga rum. I de fall flödet helt eller delvis äger rum i uppsprucket medium måste detta beaktas. Det kan således vara nödvändigt att väga samman flera faktorer för att kunna ange ett relevant värde för geologiska material i tabell 5.4.

Tabell 5.4. Index för permeabilitet och sorption. Jordartsindelningen är direkt översatt från det amerikanska originalet. I = tät berggrund, t ex (osprucken) skiffer, II = annan, sprickig berggrund (efter LeGrand, 1983).

Tjocklek av okonsoliderat material (m)	Lera		Lera med mindre än 50 % sand		Sand med 15-30 % ler		Sand med mindre än 50 % ler		Ren finsand		Rent grus eller grovsand	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
> 30	OA		2A		4A		6A		8A		9A	
25-29	0B	1C	1D	2F	3E	4G	5F	6E	7F	8E	9G	9M
20-24	OC	2C	1E	3D	4D	5E	5G	6F	7G	8F	9H	9N
15-19	OD	3B	1F	4C	4E	6C	5H	7D	7H	8G	9I	9O
10-14	OE	4B	2D	5B	4F	6D	5I	7E	7I	9D	9J	9P
3-9	1B	6B	2E	7B	5C	7C	5J	8D	7J	9E	9K	9Q
< 3	2B	8B	3C	8C	5D	9B	5K	9C	7K	9F	9L	9R

Berg i dagen: I = 5Z, II = 9Z

Liksom i steg 1 och 2 används tio olika index för att beskriva denna parameter. Eftersom hänsyn också måste tas till materialets mäktighet och underlagrande berggrunds beskaffenhet, finns i schemat även ett kompletterande suffix för dessa specifika indikationer. Exempelvis betyder 5H att vätskan strömmar genom ett 15-19 meter mäktigt lager av sand med mindre än 15% ler och vilande på tät, impermeabel berggrund.

Indelningen är inte i överensstämmelse med konventionella klassificeringar av geologiska material, exempelvis saknas silt, utan är starkt förenklad. Indelningen har få klasser, där utvärderaren bör kunna relatera den specifika platsens geologi till någon av dessa.

Steg 5: Bedömning av utvärderingens tillförlitlighet.

Med hänsyn till underlagsmaterialets och den genomförda studiens kvalitet bedöms klassificeringens tillförlitlighet i tre klasser:

- A: Hög tillförlitlighet - utvärderingens resultat antas stämma helt - god tillgång på kartmaterial, tidigare gjorda geotekniska/geologiska undersökningar - mycket noggranna fältstudier.

- B: Måttlig tillförlitlighet - kartmaterial och tidigare gjorda undersökningar finns i sådan omfattning att resultatet till största delen antas stämma - fältstudier har gjorts.
- C: Låg tillförlitlighet - bristfälligt kartmaterial och ingen tillgång till tidigare gjorda undersökningar - inga fältstudier har genomförts.

Steg 6: Beskrivning av platsens karaktär

Med hjälp av två eller flera av följande suffix beskrivs platsens specifika förhållanden:

- W. Uttagsstället är en brunn (Well).
- S. Uttagsstället är en källa eller ett varaktigt vattendrag (Spring).
- B. Uttagsstället finns inom en ägandegräns eller ett angränsande område där ingen förorening får förekomma, t ex en sjö med vattenbruk (Boundary).

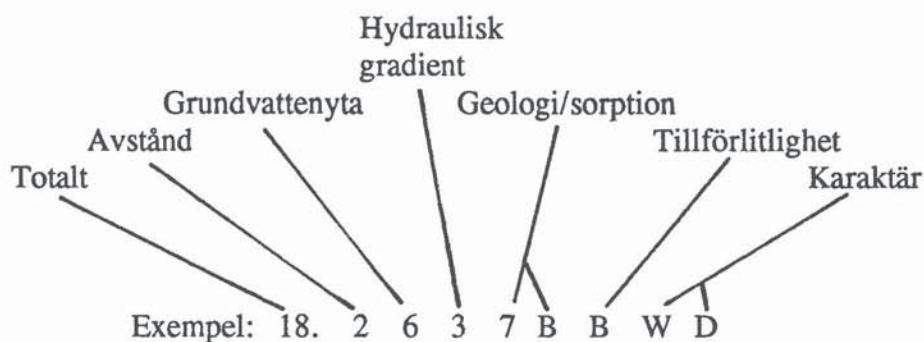
Ett av de tre ovan nämnda suffixen väljs för beskrivning av uttagsstället. Av de följande väljs de som anses nödvändiga för att få en uppfattning om områdets övriga egenskaper.

- C. Speciella förhållanden kräver att kommentar eller förklaring kompletterar utvärderingen.
- D. Avsänkningstratt runt brunn i närheten av avfallsupplag vilket kan medföra transport av förorening till brunnen.
- E. Avståndet som uppmätts i steg 1 är mellan vattenuttag och den uppskattade yttersta spridningsgränsen, dvs inte avståndet mellan uttag och föroreningskälla.
- F. Föroreningskällan är belägen inom ett utströmningsområde vilket orsakar liten grundvattenförorening.
- K. Platsen belägen inom ett karstområde eller underlagrad av kalksten med mycket sprickor.
- M. Förhöjd grundvattenyta under avfallsupplaget - vanligt under upplag med deponering av vätskor eller med låg infiltrationskapacitet.
- P. Perkolationen är ej tillräcklig. Geologi/sorptions-värde indikerar i vilken grad perkolationen kan bli ett problem och orsaka ytavrinning. Ett värde mindre än eller lika med 3 i steg 4 innebär låg perkolation.

- Q. Föroreningskällan är belägen inom ett inströmningsområde till en stor akvifer vilket medför hög risk för grundvattenförorening.
- R. Radiellt eller delvis radiellt flöde från föroreningskällan.
- T. Grundvattenytan belägen i sprickigt eller hålrumsfyllt berg.
- Y. En eller flera slutna akviferer underlagrar den öppna.

Steg 7: Sammanställning av steg 1 till och med steg 6

Då de sex första stegen har utförts återstår en sammanställning av platsens naturliga sårbarhet för deponering av avfall eller annan förorenande verksamhet. De fyra sifferindex som erhållits adderas varvid resultatet blir en summa mellan 0 och 32, där ett högre värde visar på högre sårbarhet. Suffix och index sätts ihop till en siffer-bokstavskombination (figur 5.1).



Figur 5.1. Sammanställning av steg 1 till och med steg 6 (efter LeGrand, 1983).

Efter sammanställningen klassificeras platsens sårbarhet efter resultaten på de fyra parametrar som betygsatts med siffervärden (tabell 5.5). De max-värden som anges i tabellen får ej överskridas för att den klassificering totalsumman ger skall gälla. Exempelvis bör inte en plats med totalsumman 16 ha högre index på avstånd och geologi/sorption än 2 respektive 4 för att betecknas som "bra". För grundvattenytan och den hydrauliska gradienten finns inte dessa krav.

Tabell 5.5. Tabell för klassificering av platsens naturliga sårbarhet efter de fyra hydrogeologiska huvudfaktorerna (efter LeGrand, 1983).

Klass	Total poäng	Avstånd (max)	Grundvattenyta	Hydraulisk gradient	Geologi/sorption (max)
A. Utmärkt	< 11	0	-	-	2
B. Mkt bra	11-14	1	-	-	3
C. Bra	15-17	2	-	-	4
D. Måttlig	18-20	3	-	-	5
E. Dålig	> 20	-	-	-	-

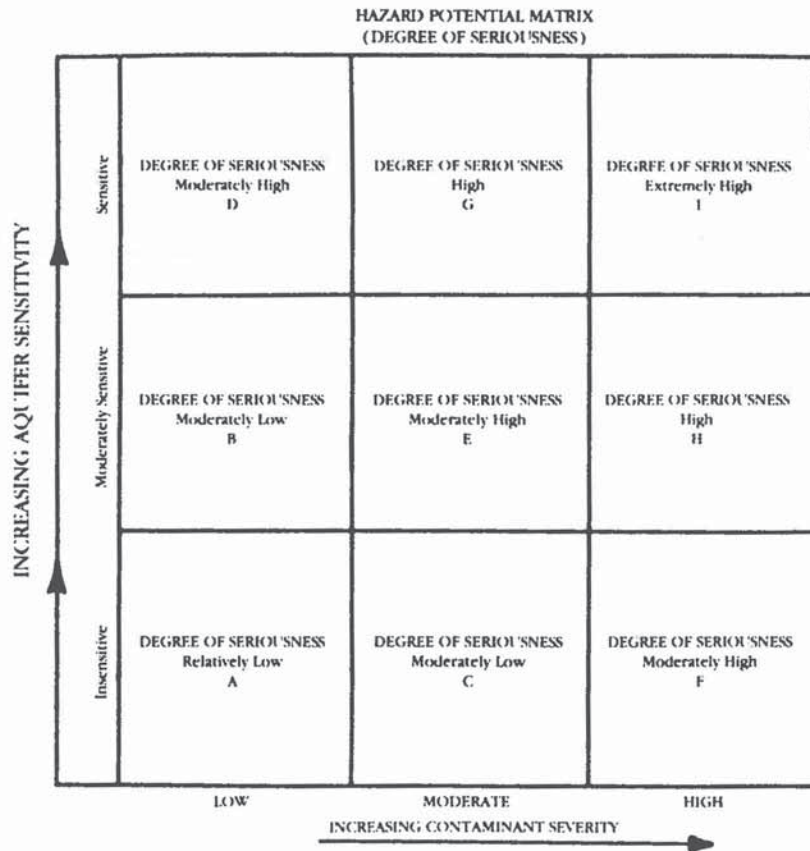
5.2.2 Etapp 2

Steg 8: Vägning av hydrogeologi mot föroreningstyp

Med hänsyn till det resultat som erhållits i etapp 1 görs en bedömning av akviferens känslighet för förorening. I denna bedömning ligger ett ekonomiskt hänsynstagande där akviferer vilka har stora grundvattentillgångar betraktas som känsligare än akviferer med lägre försörjningspotential. Utvärderingar görs således i analogi med riskbegreppet (se bl a Räddningsverket, 1989).

Akviferens känslighet relateras därefter mot föroreningstyp, vilket resulterar i en värdering av situationen vid den aktuella platsen. Denna värdering görs i ett schema med akviferens känslighet på den vertikala axeln och föroreningstyp på den horisontella axeln (figur 5.2).

En bedömning av känsligheten hos en akvifer och föroreningstyp kan lätt bli godtycklig. Indelningen i endast tre grader av känslighet respektive föroreningens styrka, samt hänvisning i schemat om var olika geologiska material och avfallsslag skall placeras, medför dock att personer med kunskap och tillräcklig information bör få likartade resultat.

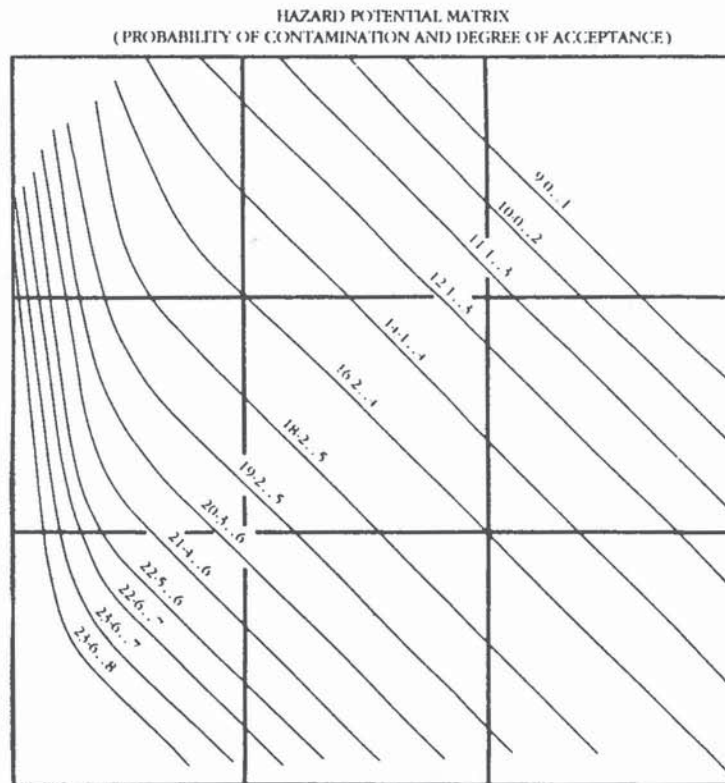


Figur 5.2. Schema för värdering av situationen med hänsyn till akviferens känslighet och föroreningstyp (LeGrand, 1983).

5.2.3 Etapp 3

Steg 9: Sannolikhet för förorening

Den position som situationen fick i schemat i etapp 2 utnyttjas för en klassificering av föroreningsrisken för uttagsstället. Slutsumman från etapp 1 och värdena på avstånd (steg 1) och geologi/sorption (steg 2) jämförs med värden på det sk Protection of Aquifer Rating (PAR) som finns angivna i schemat i etapp 3 (figur 5.3).



Figur 5.3. Schema för utvärdering av uttagsställets sannolikhet för förorening (LeGrand, 1983).

Värdena från etapp 1 subtraheras med PAR-värdet och en ökande positiv slutsumma innebär en ökande sannolikhet för förorening medan en allt mera negativ slutsumma innebär en minskande sannolikhet för förorening. Därmed har ett relativt mått på sannolikheten för förorening av uttagspunkten erhållits med hänsyn till hydrogeologiska förhållanden och föroreningstyp.

5.2.4 Etapp 4

Steg 10: Utförda åtgärder

Detta steg i utvärderingen genomförs på exakt samma sätt som i etapp 3 med den skillnaden att PAR-värdena kan minskas maximalt tre steg med hänsyn till de ingenjörsmässiga åtgärder som utförts eller planeras att utföras vid föroreningskällan.

5.3 Tillämpningar i Sverige

5.3.1 Inledning

I Sverige har LeGrand-systemet använts i ett begränsat antal utvärderingar, dels i form av examensarbeten (Ledskog och Nilsson, 1986; Rosén, 1987), dels i några av de kommuner där sårbarhetskartläggningar genomförts: Kungsbacka (Rosen, 1989a), Varberg (Rosén, 1989b) och Uddevalla (Rosén, 1989c). Ledskog och Nilsson var de första som använde systemet för klassificering av sannolikheten för grundvattenförorening vid olycka längs riksväg 40 mellan Delsjön och Landvetter öster om Göteborg. Övriga klassificeringar har gjorts vid avfallsdeponier.

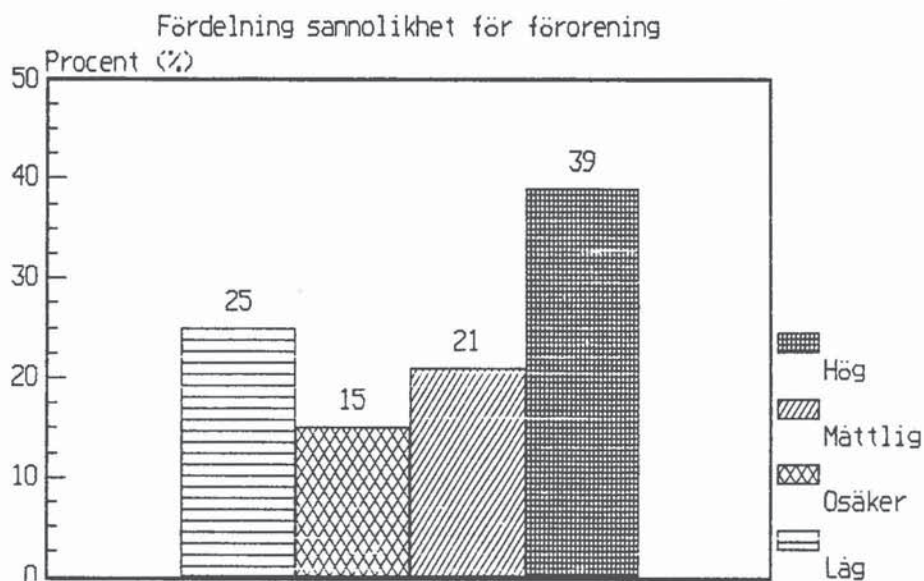
Insatserna har gjorts i syfte att få indikationer på i vad mån systemet skulle kunna tillämpas i Sverige i en större skala, exempelvis kartering och riskanalys vid nedlagda avfallsdeponier. De genomförda klassificeringarna har genomförts utan några modifieringar av systemet.

5.3.2 Resultat

Sammanlagt har 28 avfallsdeponier, de flesta nedlagda, klassificerats med LeGrand-systemet. Deponierna finns i Göteborg, Mölndal, Kungsbacka, Varberg och Uddevalla kommuner. Klassificeringarna har konsekvent utförts med hänsyn till det närmast liggande uttagsstället för grundvatten, dvs brunn eller ytvattendrag. Figur 5.4 visar ett diagram över fördelningen av resultaten från de genomförda utvärderingarna.

Det kan från dessa utvärderingar konstateras att en stor del av deponierna medför en hög sannolikhet för förorening av det aktuella uttagsstället. En förklaring till detta kan vara att det i Kungsbacka, Varberg och Uddevalla var kommunerna själva som valde ut deponierna och i flera fall valde sådana som redan i förväg bedömts vara probleplatser. Klassificeringarna indikerar dock att äldre, nedlagda avfallsupplag ofta förekommer högt belägna i inströmningsområden eller i avslutade grustag, dvs i hydrogeologiska miljöer med dåliga förutsättningar att förhindra förorening av grundvattnet. Detta motsäger resultaten från den nationella kartering av ca 3900 nedlagda avfallsupplag som presenteras av Statens naturvårdsverk (1986) där situationen vid endast 21 upplag i Sverige bedömdes vara så allvarlig att mätningar, undersökningar och åtgärder direkt behöver genomföras.

I utvärderingar i Massachusetts, USA med i vissa avseenden geologiska förhållanden liknande de svenska betraktas nedlagda avfallsupplag som ett mycket stort hot mot grundvattnets beskaffenhet. Där har man genom klassificeringar med LeGrand-systemet funnit att ca 19% av delstatens avfallsdeponier utgör ett allvarligt hot mot ett uttagsställe för grundvatten (DEQE, 1984).



Figur 5.4. Procentuell fördelning för de olika klasserna av sannolikhet för förorening från nedlagda avfallsupplag enligt LeGrand-klassning t o m etapp 3.

Klassificeringarna i de svenska kommunerna kunde genomföras relativt snabbt och i medeltal tog fältbesiktningarna i storleksordningen en halv dag. Till detta kommer informationsinsamling och redovisningen av resultaten. Dessa tidsangivelser stämmer överens med erfarenheter från Massachusetts i USA (Rosén, 1988).

Någon jämförelse i vad mån resultaten beror på subjektiva bedömningar och därmed varierar från person till person har inte gjorts. I Massachusetts genomfördes dock ett s k blindtest innan LeGrand-systemet började tillämpas vilket visade att i det närmaste samma resultat erhöles oberoende av vilken person som genomförde utvärderingen (Rosén, 1988). Standardiseringen i systemet innebär att resultat skall kunna jämföras oberoende av vem som genomfört klassificeringarna.

5.3.3 Resultatens användning

Det är främst inom Uddevalla kommun man utnyttjat de genomförda klassificeringarna i praktiska sammanhang i Sverige. Man har använt klassificeringarna som ett underlag för prioriteringar av vidare studier och åtgärder. Resultaten har redovisats både inför politiker och länsstyrelse.

5.4 Tillämpningar i USA

I USA har LeGrand-systemet fått en omfattande användning i några delstater. Bl a i North Carolina och Massachusetts ingår systemet som en del i arbetet med prioritering av detaljundersökningar och åtgärder vid olika typer av föroreningskällor. Dessutom har LeGrand-systemet i en modifierad version använts i en kartering och dokumentation av slambassänger över hela USA (USEPA, 1983).

De amerikanska tillämpningarna beskrivs mera utförligt av Rosén (1988, 1990b).

5.5 Anpassning av LeGrand-systemet till svenska förhållanden

Erfarenheterna från de genomförda klassificeringarna inikerar att systemet skulle kunna utgöra en lämplig bas för kartläggning och riskanalys av exempelvis nedlagda avfallsdeponier i Sverige. För att anpassas till svenska förhållanden måste dock metoden modifieras på några punkter. Någon mera ingående analys av systemets balans och uppbyggnad har ännu inte genomförts men förändringar på några punkter kan ändå diskuteras.

En modifiering av materialbeskrivningarna i steg 4 (tabell 5.4) bör göras för att bättre anpassas till svenska förhållanden. Exempelvis bör morän ingå i beskrivningen och en jordartsterminologiskt mera riktig indelning av lera för svenska förhållanden bör göras.

På något sätt bör också systemet modifieras så att beskrivningarna av platsens hydrogeologiska specialförhållanden blir mer betydelsefulla vid vägningen av hydrogeologiska förhållanden mot föroreningstyp. Dessa förhållanden beskrivs med suffix i steg 6 men faller till stor del bort vid bedömningen av akviferens känslighet i etapp 2. Om exempelvis föroreningskällan är belägen i ett utströmningsområde, kan detta medföra att sannolikheten för förorening av ett uttagsställe via grundvattnet kan vara helt annorlunda än vad positionen i schemat i etapp 2 anger.

Den klassificering av sannolikheten för förorening som kan göras med hänsyn till ingenjörsmässiga åtgärder i etapp 4 bedöms vara av liten betydelse. Dels har det, åtminstone vad gäller nedlagda avfallsdeponier, i många fall aldrig gjorts några ingenjörsmässiga åtgärder, dels ter det sig svårt att bedöma sådana åtgärders effekter.

I USA har det varit svårt att motivera PAR-linjernas positioner i etapp 3 och 4 (LeGrand, pers komm). Eventuellt skulle det kunna vara motiverat att enbart utnyttja systemet till och med etapp 2. Det har då erhållits en klassning av situationen i nio klasser. Dessa kan redovisas dels grafiskt i schemat i etapp 2, där situationen är allvarligare ju längre upp mot schemats högra hörn den

befinner sig, dels i tabellform i klasserna A-I. För en översiktlig och relativ utvärdering av föroreningskällor är detta möjligen fullt tillräckligt. Ett delphiförfarande kan vara en möjlighet att bestämma omfattningen av tillämpningar med systemet.

Datoranpassning av LeGrand-systemet är en förutsättning för att enkelt kunna handha den stora mängd data som klassificeringar av ett stort antal föroreningskällor medför. Datoranvändning medger också en ökad förmåga att grafiskt jämföra olika platser. Anpassning till ett geografiskt informationssystem (GIS) skulle här ge de största möjligheterna.

5.6 Slutsatser

LeGrand-systemet har i Sverige utnyttjas för ett antal klassificeringar av de hydrogeologiska förhållandena vid nedlagda avfallsdeponier och längs en vägsträcka. Någon djupare analys av systemets egenskaper har inte gjorts men erfarenheterna från de genomförda klassificeringarna tyder på att systemet kan vara ett lämpligt verktyg för översiktliga utvärderingar av exempelvis nedlagda avfallsdeponier. Även riskanalys längs vägsträckor kräver ett standardiserat och snabbt förfarande där systemet kan vara lämpligt.

De modifieringar som diskuterats är inte av någon genomgripande karaktär men bör utifrån erhållna erfarenheter från användning av systemet kunna bidra till en bättre anpassning till svenska förhållanden.

LeGrand-systemet syftar till att på ett riktigt sätt ta hänsyn till de faktorer som principiellt bör beaktas vid en översiktlig utvärdering av möjligheterna att ett uttagsställe förorenas av en föroreningskälla. LeGrand-systemet sätter de naturliga förhållandena kring föroreningskällan i fokus och kan tillämpas utan några detaljerade undersökningar eller höga kostnader. Systemet är standardiserat vilket medger jämförelse av resultat från klassificeringar i olika områden utförda av olika personer. Ett sådant system anpassat till svenska förhållanden kan utgöra en bra grund för prioriteringar av undersökningar och åtgärder vid typer av föroreningskällor som är många till antalet, t ex nedlagda avfallsdeponier.

LeGrand-systemets grunder har dessutom befunnits vara möjliga att utnyttja vid nylokalisering av avfallsdeponier (Holmstrand, 1988; Holmstrand och Svensson, 1988).

6 RESULTAT OCH SLUTSATSER

Det föreliggande arbetets målsättning har varit följande:

Att testa DRASTIC och LeGrand-systemet i svensk geologi med befintligt underlagsmaterial.

Att inleda en teoretisk analys av egenskaperna hos ett system. DRASTIC valdes för denna studie.

Att undersöka hur dessa system svarar mot kommunernas behov i Sverige.

Att ange vägar för en fortsatt utveckling och anpassning av sådana system till svenska förhållanden.

Den teoretiska analysen av klassificeringssystemet DRASTIC i detta arbete har ett principiellt värde, eftersom den indikerar enligt vilka kriterier ett standardiserat, hydrogeologiskt klassificeringssystem kan vara utformat. Studien är därmed av betydelse för utveckling och anpassning av ett sådant system till svenska förhållanden, vare sig systemet är DRASTIC eller någon annan metod. Analysen av antyder att DRASTIC har följande egenskaper:

Systemet förmår i stort att beskriva allmänna hydrogeologiska samband i svensk geologi.

Parametrarna i systemet är i flera fall korrelerade.

Parametrarnas korrelationer medför en redundans i systemet som tillsammans med det relativt stora antalet parametrar resulterar i att betydelsen av felbeömningar av enskilda parametrar minskas.

För parametrarna jordmånens material och topografi bör poängsättningen ske på andra grunder än i DRASTIC för att vara tillämpliga i Sverige.

En studie av Jonasson et al (1985) visade från ett annat utgångsläge än DRASTICs att i stort sett samma parametrar inverkar på grundvattnets beskaffenhet vid belastning av sur nederbörd. Med antagandet att den sura nederbörden kan jämföras med en förorening enligt vilken DRASTIC gäller, styrker denna studie således att parametervälets relevans för svenska förhållanden.

Poängsättningen av parametrarna i DRASTIC medför att klassificeringarna sker delvis med hänsyn till akviferens ekonomiska betydelse och inte enbart utifrån förutsättningarna för transport och nedbrytning av föroreningar.

Den genomförda studien av DRASTIC visar att systemet har flera egenskaper som är principiellt viktiga. Ett relativt stort antal parametrar som är korrelerade, och som därmed innebär en s k redundans i systemet, är av stor betydelse för att klassificeringarna skall vara tillförlitliga. Eftersom det hydrogeologiska dataunderlaget vanligen (alltid) är ofullständigt är kartörens erfarenhet och bedömningar, s k mjuka data, betydelsefulla. Om kartören är mån om att utvärdera parametrarna individuellt medför redundansen och antalet parametrar att betydelsen av felbedömningar minskar och att variationskoefficienten för olika bedömares slutomdömen minskar.

Den ekonomiska aspekten i poängsättningen av några parametrar i DRASTIC medför att systemet undervärderar sårbarheten i sprickakviferer relativt porakviferer. En DRASTIC-karta visar sårbarheten med hänsyn till utvinningsbara mängder grundvatten. Om klassificering av sårbarheten utan ekonomiska hänsyn skall kunna göras måste poängsättningen för flera av parametrarna ändras. Om klassificeringar skall göras med hänsyn till grundvattnets ekonomiska betydelse eller inte måste avgöras med hänsyn till den användning resultaten skall få.

Praktiska försök med DRASTIC i sex kommuner har resulterat i ett förslag för hur ett underlag för översiktlig planering av grundvattenskydd kan framställas. Sårbarhetskartan har i dessa arbeten kompletterats med transparenta överlägg med annan information som är viktig för planering i grundvattenfrågor:

Föroreningskällors läge och status

Vattentäckers läge och status

Jordbruksmark och djurhållare

Avrinningsområden

Grundvattentillgångar i jord

Grundvattentillgångar i berg

Överläggen har utvecklats med hänsyn till behovet i kommunerna och det tillgängliga underlagsmaterialet. Kompletteringen med överläggen har visat sig ge ett mera användbart planeringsunderlag än vad enbart en sårbarhetskarta kan göra. De praktiska tillämpningarna har i flera avseenden genomförts enligt det arbetssätt som utnyttjas i geografiska informationssystem (GIS). En anpassning av det framtagna förslaget till ett GIS är därmed fullt möjlig och önskvärd. Användning av GIS innebär dels goda möjligheter för uppdatering av materialet så snart ny information blir tillgänglig, dels förbättras analysmöjligheterna - integreringen - av den framtagna informationen.

DRASTIC kompletterat med överlägg och en beskrivande rapport utgör därmed ett grundförslag för framställning av underlagsmaterial för en ökad

översiktlig kännedom om grundvattenförhållandena i en kommun. De genomförda arbetena i kommunerna har visat att behovet av den här typen av utvärderingar är stort. Materialet kan ha flera användningsområden:

- Planeringsunderlag
- Sammanställning av information som vanligen finns utspridd på flera olika håll
- Informationsunderlag för att översiktligt förklara och visa på grundvattenförhållandena inom kommunen

Med utgångspunkt från de praktiska försöken och den teoretiska studien av DRASTIC kan följande slutsatser dras om möjliga vägar för en vidare utveckling av ett system för framställning av planeringsunderlag för grundvattenskydd i Sverige:

De principiellt viktiga egenskaperna i DRASTIC, dvs parametervälet, antalet parametrar, redundans och eventuellt den ekonomiska aspekten, tas tillvara.

Parametrarnas användning i systemet grundas i större utsträckning på förhållanden specifika för Sverige.

Parametrarnas relativa vikter i systemet bör analyseras. Möjligheterna att omarbota parametriseringen och använda faktiska värden istället för vikter och poäng bör studeras.

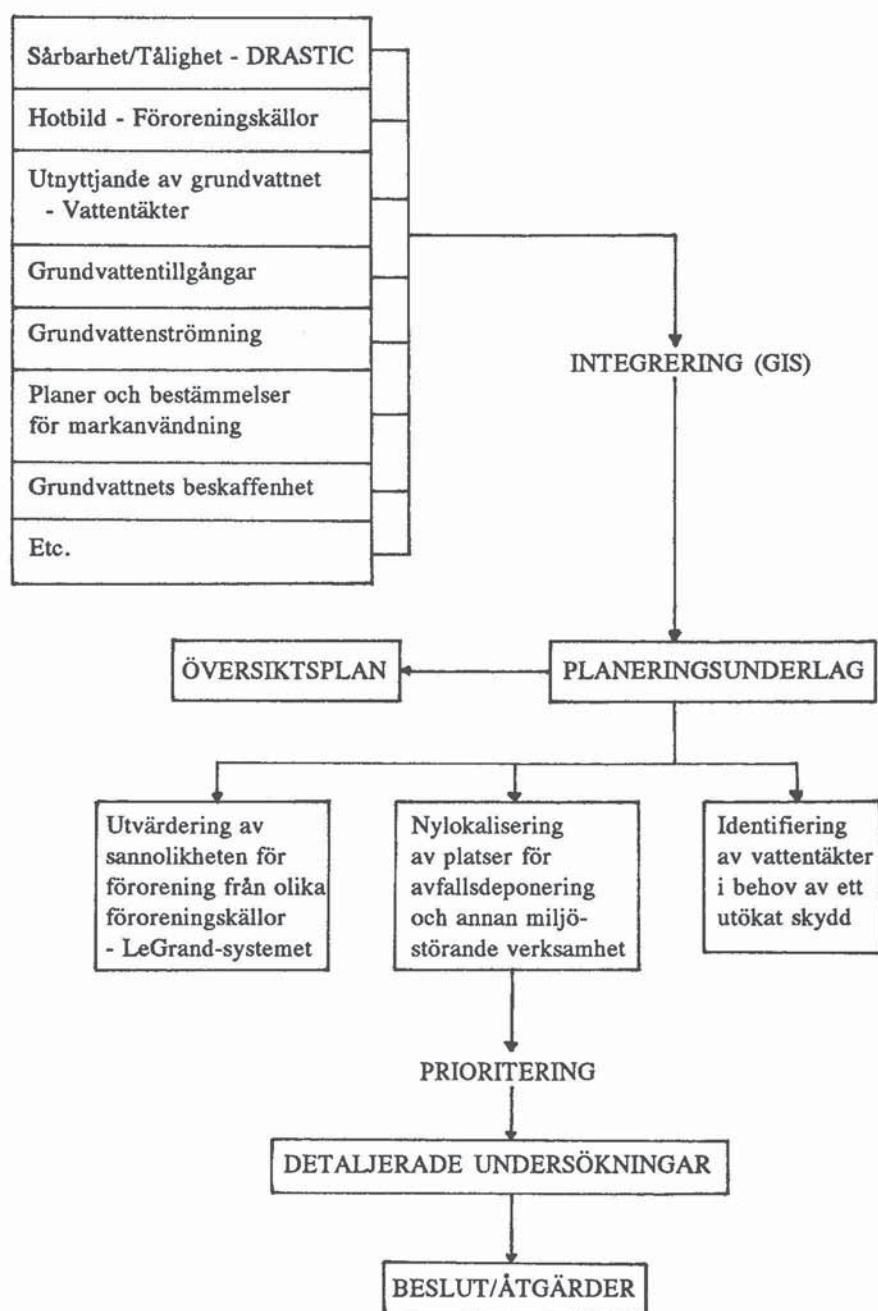
Metoden bör tillämpas i en beslutsteoretisk modell för att kunna bedöma värdet av den information och erfarenhet som ligger till grund för utvärderingarna.

Möjligheterna för anpassning till olika typer av mänsklig verksamhet eller föroreningsstyper bör studeras. Med en sådan anpassning skulle exempelvis värderingar av miljökonsekvenserna av de framtagna kommunala översiktsplanerna kunna göras med avseende på grundvatten.

Metoden bör anpassas till hantering i geografiska informations-system (GIS).

Vad gäller utvärdering av platsspecifika föroreningskällor har LeGrand-systemet testats vid sammanlagt 28 avfallsdeponier och längs en motorvägssträcka. Någon djupare analys av systemet har inte gjorts. Användare i USA har funnit systemet tillförlitligt, vilket tillsammans med de svenska erfarenheterna tyder på att LeGrand-systemet bör vara intressant för exempelvis översiktliga utvärderingar av nedlagda avfallsdeponier. Systemet har också utgjort inspiration för utarbetandet av en strategi för nylokalisering av avfallsdeponier i Sverige (Holmstrand, 1988; Holmstrand och Svensson, 1988).

Figur 6.1 visar schematiskt vilka positioner DRASTIC och LeGrand-systemet kan ha i ett arbete med översiktlig planering och prioritering av detaljerade undersökningar och åtgärder i grundvattenfrågor.



Figur 6.1. Planering av skydd och utnyttjande av grundvatten med DRASTIC och LeGrand-systemet som verktyg för framställning av underlagsmaterial.

Den här typen av metoder bedöms med utgångspunkt från det genomförda arbetet kunna vara av stort intresse för svenska förhållanden. De syftar till att föra upp bedömningarna av sårbarheten till ett principiellt plan där de paramet-

rar som generellt bör gälla beaktas istället för att röra enskildheter inom respektive område. Metoderna har statistiska egenskaper som är värdefulla och bör utnyttjas.

En vidare utveckling bör leda mot beslutsteoretiska tillämpningar där GIS-hantering erbjuder de optimala analysmöjligheterna. En sådan utveckling med den här typen av system kommer att bli nödvändig för att optimera det ofullständiga underlagsmaterialet och framställa det bästa möjliga underlaget för planering och skydd av grundvattentillgångar i Sverige.

7 REFERENSER

DEQE = Department of Environmental and Quality Engineering

SGU = Sveriges geologiska undersökning

SKN = Statens kärnbränslenämnd

USEPA = United States Environmental Protection Agency.

Aller, L T, Bennet, T, Lehr, J H och Petty, R J, 1985: DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. U.S. Environmental Protection Agency/600/2-85/018. Washington D.C.

Aller, L T, Bennet, T, Lehr, J H, Petty, R J och Hackett, G, 1987: DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. U.S. Environmental Protection Agency/600/2-87/035. Washington D.C.

Anderssen, L J och Gosk, E: 1987: Applicability of Vulnerability Maps. Ur Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants - Proceedings and Information. TNO Committee on Hydrological Research; no 38. The Hague.

Barber, D J, 1988: Ground Water Pollution Potential of Lorain County, Ohio. Ground Water Pollution Potential Report no 2. Ohio Department of Natural Resources, Division of Water, Ground Water Resources Section.

Blom, G, 1984: Statistikteori med tillämpningar. Andra upplagan. Utbildningshuset. Studentlitteratur. Lund.

Breeuwsmas, A och van Duijvenbooden, W, 1987: Mapping of Groundwater Vulnerability to Pollutants in the Netherlands. Ur Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants - Proceedings and Information. TNO Committee on Hydrological Research; no 38. The Hague.

Butcher, J B, Medina, M A Jr och Marin, C A: 1991: Empirical Bayes Regionalization Methods for Spatial Stochastic Processes. Water Resources Research, Vol 27, No 1.

Carter, A D, Palmer, R C och Monkhouse, R A, 1987: Mapping the Vulnerability of Groundwater to Pollution from Agricultural Practice, Particularly with Respect to Nitrate. Ur Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants - Proceedings and Information. TNO Committee on Hydrological Research; no 38. The Hague.

- Corbin, M, 1980: General Considerations for Hazardous Waste Management Facilities. Ur Handbook of Hazardous Waste Management. Techomic. Westport, Connecticut.
- Corbitt, L, 1989: Map of Groundwater Pollution Potential, Mecklenburg County, North Carolina. Department of Environmental Protection, Mecklenburg County, North Carolina.
- Cramer, W och Vrba, J, 1987: Conclusions on Topic 3: Vulnerability Mapping. Ur Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants - Proceedings and Information. TNO Committee on Hydrological Research; no 38. The Hague.
- DEQE, Division of Water Supply, 1982: Testing a Standardized System for Evaluating Waste Disposal and Groundwater Pollution in Massachusetts. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply, 1984: LeGrand Evaluations of Waste Sites in Massachusetts - A Summary Report. Boston, Massachusetts.
- DEQE, Division of Water Supply and Office of Planning and Program Management, 1985: Groundwater Quality and Protection... A Guide for Local Officials. Boston, Massachusetts.
- De Smedt, P, De Breuck, W, Loy, W, Van Autenboer, T och Van Dijck, E, 1987: Groundwater Vulnerability Maps. Aqua no 5.
- Fagerlind, T, 1988: Urberget - en undervärderad grundvattenakvifer? Ur Grundvattenförsörjning, Geohydrologi i praktiken. Dokumentation av Symposiet den 4:e maj 1988. VIAK AB och Svenska hydrologiska rådet.
- Fenn, D G, Hanley, K J och DeGaere, T V, 1975: Use of the Water Balance Method for Predicting Lechate Generation from Solid Waste Disposal Sites. US Environmental Protection Agency. Report SW-168. Cincinnati, Ohio.
- Freeze, R A och Cherry, J C, 1979: Groundwater. Prentice Hall. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Freeze, R A, Massmann, J, Smith, L, Sperling, T och James, B, 1990: Hydrogeological Decision Analysis: 1. A Framework. Groundwater, Vol. 28, No 5.
- Foster, S S D, 1987: Fundamental Concepts in Aquifer Vulnerability, Pollution Risk and Protection Strategy. Ur Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants - Proceedings and Information. TNO Committee on Hydrological Research; no 38. The Hague.

- Garrett, P, Williams, J S, Rossoll, C F och Tolman, A L, 1989: Are Ground Water Vulnerability Classification Systems Workable? Ur Proceedings of the FOCUS Conference on Eastern Regional Ground Water Issues. National Water Well Association. Columbus, Ohio.
- Gillberg, G, 1979: Jordarter och formelement. Uppsala Kvartärgeologi Kompendium:1.
- Goossens, M och van Damme, M, 1987: Vulnerability Mapping in Flanders, Belgium. Ur Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants - Proceedings and Information. TNO Committee on Hydrological Research; no 38. The Hague.
- Granath, Å, 1989: DRASTIC-metoden: Använd och anpassad för bestämning av grundvattnets sårbarhet i Tabergsdalen, Jönköping. Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet. Publ B 331.
- Grip, H och Rodhe, A, 1985: Vattnets väg från regn till bäck. Hallgren & Fallgren Studieförlag AB, Uppsala.
- Gustafsson, Y, 1970: Topografins inverkan på grundvattenbildningen. Ur Grundvatten (Red. Eriksson, E, Gustafsson, Y och Nilsson, K). PA Nordstedt & Söners Förlag. Stockholm.
- Heath, R C, 1984: Groundwater Regions of the United States. US Geological Survey, Water Supply Paper 2242. Washington D.C.
- Holmstrand, O, 1988: Systematisk lokalisering av grundvattenförorenande verksamhet. Ur Grundvattenförsörjning, Geohydrologi i praktiken. Dokumentation av Symposiet den 4:e maj 1988. VIAK AB och Svenska hydrologiska rådet.
- Holmstrand, O och Svensson, C, 1988: Methodical Localization of Unavoidable Groundwater Polluting Activities. Nordisk Hydrologisk Konferens 1988. NHP-rapport nr 22.
- Jacks, G och Knutsson, G, 1982: Känsligheten för grundvattenförsurning i olika delar av landet. Projekt Kol, Hälsa, Miljö. Teknisk Rapport 49.
- Jonasson, S, Lång, L-O och Swedberg, S, 1985: Faktorer som påverkar pH och alkalinitet - en analys av sura brunnsvatten i sydvästra Sverige. Naturvårdsverket, Rapport 3021.
- Jonasson, S, Lång, L-O och Swedberg, S, 1989: Vattnets surhet i grävda brunnar i Värmland 1949-1985. Naturvårdsverket, Rapport 3831.

- Karlsson, P, 1989a: Sårbarhetsklassificering av grundvattnet i Borås kommun. Borås kommun.
- Karlsson, P, 1989b: Sårbarhetsklassificering av grundvattnet i Skövde kommun. Skövde kommun.
- Knutsson, G och Fagerlind, T, 1977: Grundvattentillgångar i Sverige. SGU, Rapporter och meddelanden nr 9.
- Ledskog, A och Nilsson, L, 1986: Hydrogeologisk klassificering av Riksväg 40 mellan Delsjön och Landvetter med avseende på föroreningsrisk vid olycka. Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet. Publ B 298.
- LeGrand, H E, 1964: System for Evaluating the Contamination Potential of Some Waste Sites. American Water Works Association Journal, Vol 56, No 8.
- LeGrand, H E, 1970: Comparative Hydrogeology: An Example of Its Use. Geological Society of America Bulletin, Vol 81, pp 1243-1248.
- LeGrand, H E, 1982: Hydrogeologic Issues in Risk Assessment of Hazardous Waste Sites. Groundwater, Vol 20, No 4.
- LeGrand, H E, 1983: A Standardized System for Evaluating Waste-Disposal Sites. Andra upplagan. National Water Well Association. Worthington, Ohio.
- LeGrand, H E, 1984: Contrary Waste Site Characteristics - Good is Bad, Bad is Good. Proceedings of the Seventh National Ground Water Quality Symposium, September 26-28, 1984. National Water Well Association, Worthington, Ohio.
- Liddle, S K, Ganley, M C, Alexander, W J och Pratt, R W, 1987: Intracounty Groundwater Vulnerability Assessment In Support of the Pilot Survey for the National Pesticide Study. Research Triangle Institute. North Carolina.
- Liedholm, M, 1988: Statistisk analys av bergbrunnsdata med praktiska tillämpningar. Ur Grundvattenförsörjning, Geohydrologi i praktiken. Dokumentation av Symposiet den 4:e maj 1988. VIAK AB och Svenska hydrologiska rådet.
- Lind, B och Nyborg, M, 1988: Sediment Structures and the Hydraulic Conductivity in till. Geohydrologiska forskningsgruppen, Chalmers tekniska högskola. Meddelande nr 83. Göteborg.

- Lundqvist, J, 1983: Tills and Moraines in Sweden. Ur *Glacial Deposits in North-West Europe* (ed. Ehlers, J). A.A Balkama. Rotterdam.
- Lång, L-O, 1989: Interpretations of pH and Alkalinity in Well Waters from Southwestern Sweden. Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet. Publ A 66.
- Lång, L-O och Swedberg, S, 1986: Känsligheten för grundvattenförsurning i Dalsland. Länsstyrelsen i Älvsborgs län, Naturvårdsenheten. Publ 1986:1 Vänersborg.
- Lång, L-O och Swedberg, S, 1988: Karta över grundvattnets surhet i Göteborgs och Bohus län. Miljöfakta i Göteborgs och Bohus län. Länsstyrelsen, Naturvårdsenheten. Publ 1988:1. Göteborg.
- Lönegren, H, 1989: Markanvändning och grundvattenkvalitet. Byggeforskningsrådet. BFR Rapport R96:1989. Stockholm.
- Margat, J och Suais-Parascandola, M F, 1987: Mapping the Vulnerability of Groundwater to Pollution. Some Lessons from Experiences in France. Ur *Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants - Proceedings and Information*. TNO Committee on Hydrological Research; no 38. The Hague.
- Marsily, G de, 1986: *Quantitative Hydrogeology - Groundwater Hydrology for Engineers*. Academic Press Inc. London.
- Matthess, G, 1987: General Summary, Conclusions and Recommendations from the International Conference on Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, Noordwijk aan Zee, The Netherlands March 30 - April 3, 1987. Ur *Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants - Proceedings and Information*. TNO Committee on Hydrological Research; no 38. The Hague.
- Meinzer, O E, 1923: *The Occurrence of Ground Water in the United States*. US Geological Survey, Water Supply Paper 489.
- Newell, C J, Hoplins, L P och Bedient, P B, 1990: A Hydrogeologic Database for Ground-water Modeling. *Groundwater*, Vol 28, No 5.
- Nordberg, L, 1988: Tankar kring en fördjupad policy för utnyttjande och skydd av grundvatten. Ur *Grundvattenförsörjning, Geohydrologi i praktiken*. Dokumentation av Symposiet den 4:e maj 1988. VIAK AB och Svenska hydrologiska rådet.
- Nämnden för skoglig flygbildsteknik, 1980: *Flygbildsteknik och fjärranalys*. Tryckindustri AB, Solna.

- Ostry, R C, Leech, R E J, Cooper, A J och Rannie, E H, 1987: Assessing the Susceptibility of Groundwater Supplies to Non-point Source Agricultural Contamination in southern Ontario. Ur Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants - Proceedings and Information. TNO Committee on Hydrological Research; no 38. The Hague.
- Pavoni, J L, Hagerty, D J, och Lee, R E, 1972: Environmental Impact Evaluation of Hazardous Waste Disposal in Land. Water Research, Vol 11.
- Persson, C, 1983: Glacial Deposits and the Central Swedish End Moraine Zone in Eastern Sweden. Ur Glacial Deposits in North-West Europe (ed. Ehlers, J). A.A Balkema. Rotterdam.
- Phillips, C R, Nathwani, J S och Mooij, H, 1977: Development of a Soil Waste Interaction Matrix for Assessing Land Disposal of Industrial Waste. Water Research, Vol 11.
- Rosén, L, 1987: Hydrogeologisk klassificering med LeGrand's metod av avfallsdeponier i Göteborgs kommun. Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet. Publ B 307.
- Rosén, L, 1988: Sårbarhetsklassificering av grundvatten - rapport från en studieresa i USA. Geohydrologiska forskningsgruppen, Chalmers tekniska högskola. Meddelande nr 85.
- Rosén, L, 1989a: Sårbarhetsklassificering av grundvattnet i Kungsbacka kommun. Kungsbacka kommun.
- Rosén, L, 1989b: Sårbarhetsklassificering av grundvattnet i Varbergs kommun. Varbergs kommun.
- Rosén, L, 1989c: Sårbarhetsklassificering av grundvattnet i Uddevalla kommun. Uddevalla kommun.
- Rosén, L, 1990a: Försök med DRASTIC och "DEQE-systemet" inom kartbladet Göteborg SO. Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet. Publ B 342.
- Rosén, L, 1990b: Användningen av DRASTIC och LeGrands klassificeringsmetod i USA - Rapport från en studieresa hösten 1989. Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet. Publ B 347.
- Räddningsverket, 1989: Att skydda och rädda liv, egendom och miljö - handbok i kommunal riskanalys inom räddningstjänsten. Karlstad.
- SGU, 1982: Jordartskartan Nyköping NV, serie Ae, nr 52.

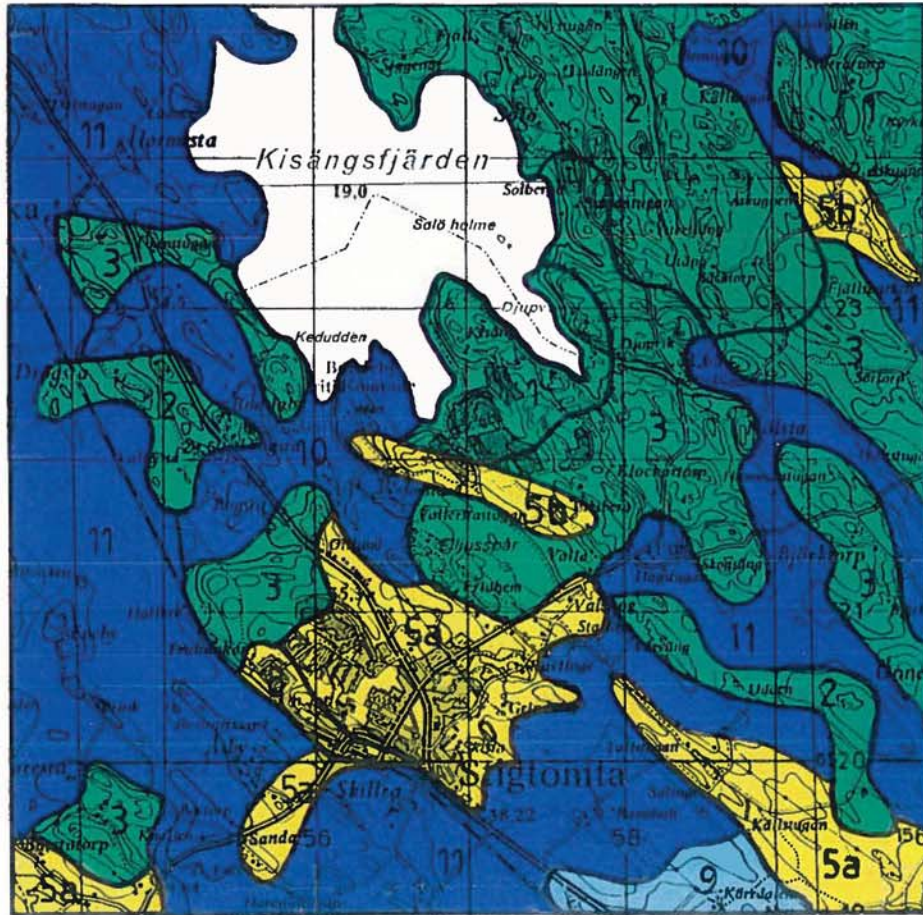
- SGU, 1984: Hydrogeologiska översiktskartan över Södermanlands län, serie Ah, nr 7.
- SGU, 1985: Hydrogeologiska översiktskartan över Hallands län, serie Ah , nr 8.
- SGU, 1989: Hydrogeologiska översiktskartan över Jönköpings län, serie Ah, nr 11.
- SKN, 1991: An Overview of Decision Theory. SKN Report 41.
- Smith, L och Freeze, R A, 1979: Stochastic Analysis of Steady State Groundwater Flow in a Bounded Domain, 2. Two-dimensional simulations. Water Resources Research, Vol 15, pp 1543-1559.
- Soil Conservation Service, 1951: Soil Survey Manual. US Department of Agriculture.
- Soil Conservation Service, 1960: Soil Classification: A Comprehensive System, 7th Approximation. US Department of Agriculture.
- Soil Conservation Service, 1975: Soil taxonomy: A Basic System for Making and Interpreting Soil Surveys. US Department of Agriculture Handbook no 436.
- Statens naturvårdsverk, 1986: Kartering av äldre avfallsupplag - redovisning av resultat. Rapport 3164.
- Swedberg, S, 1989: Groundwater Acidification in Southwestern Sweden - Long-term Changes in Groundwater Chemistry. Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola och Göteborgs universitet. Publ A 67.
- Tamm och Wijklander, 1963: Marklära. Lantbrukshögskolans kompendienämnd. Uppsala.
- Thomas, H E, 1952: Ground Water Regions of the United States - Their Storage Facilities. US 83rd Congress, House Interior and Insular Affairs Commission. The Physical and Economic Foundation of Natural Resources, Vol 3.
- Todd, D K, 1980: Groundwater Hydrology. Andra upplagan. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- USEPA, 1979: Guidance Manual for the Classification of Solid Waste Disposal Facilities. Office of Solid Waste. Washington D.C.
- USEPA, 1983: Surface Impoundment Assessment National Report. EPA-370/9-84-002, 200.

- University of Cincinnati, 1989: Ground Water Pollution Potential of Hamilton County, Ohio. Ground Water Pollution Report No 7. Ground Water Research Center. Cincinnati, Ohio.
- Wagner, T D, Hendry, M J, Aller, L T och Lehr, J H, 1988: DRASTIC: A Demonstration Mapping Project - Botetourt, Carroll, Henrico, Middlesex, Prince William, and Rockingham Counties, Virginia. Virginia Water Control Board. Richmond, Virginia.
- Villeneuve, J P, Banton, O, Lafrance, P och Campbell, P G C, 1987: A New Model for the Evaluation of Groundwater Vulnerability to Non-point Source Contamination by Pesticides. Ur Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants - Proceedings and Information. TNO Committee on Hydrological Research; no 38. The Hague.
- Villumsen, A, Jacobsen, O S och Sønderskov, C: 1982: Mapping the vulnerability of ground water reservoirs with regard to surface pollution. Danmarks Geologiske Undersøgelse. Årbog 1982.
- Åberg, N, 1988: Grundvatten ur juridisk och samhällsplaneringssynpunkt. Ur Grundvattenförsörjning, Geohydrologi i praktiken. Dokumentation av Symposiet den 4:e maj 1988. VIAK AB och Svenska hydrologiska rådet.

DRASTIC

GENERALISERAD KARTA ÖVER GRUNDVATTNETS SÅRBARHET

Skala 1:50 000



FÄRG

DRASTIC-INDEX

Ökande sårbarhet
↓



< 80

80 - 99

100 - 119

120 - 139

140 - 159

160 - 179

180 - 199

> 199

LEGEND TILL DRASTIC-KARTAN I NYKÖPINGS KOMMUN

DRASTIC-MILJÖER

1. Kalt berg. DRASTIC-index = 134
2. Kalt berg/lera. DRASTIC-index = 122
3. Morän. DRASTIC-index = 122
4. Isälvsavlagring, 1,5 - 4,5 m djup till grundvattenytan.
 - a. markyta med svag eller ingen lutning. DRASTIC-index = 188
 - b. markyta med markerad lutning. DRASTIC-index = 184
5. Isälvsavlagring, 4,5 - 9 m djup till grundvattenytan.
 - a. markyta med svag eller ingen lutning. DRASTIC-index = 178
 - b. markyta med markerad lutning. DRASTIC-index = 174
6. Isälvsavlagring, 9 - 15 m djup till grundvattenytan.
 - a. markyta med svag eller ingen lutning. DRASTIC-index = 168
 - b. markyta med markerad lutning. DRASTIC-index = 164
7. Isälvsavlagring, 15 - 23 m djup till grundvattenytan.
 - a. markyta med svag eller ingen lutning. DRASTIC-index = 158
 - b. markyta med markerad lutning. DRASTIC-index = 154
8. Svallsand. DRASTIC-index = 177
9. Sand och grus överlagrad av finmo (grovsilt). DRASTIC-index = 114
10. Sand och grus överlagrad av lera med 4,5 - 9 m mäktighet. DRASTIC-index = 95
11. Sand och grus överlagrad av lera med 9 - 15 m mäktighet. DRASTIC-index = 85
12. Sand och grus överlagrad av lera med 15 - 23 m mäktighet. DRASTIC-index = 75
13. Våtmark. DRASTIC-index = 174

DRASTIC-metoden, utvecklad av National Water Well Association i USA, innebär att grundvattnets sårbarhet för förorening utvärderas översiktligt. Sju olika parametrar bedöms och klassas enligt ett standardiserat förfarande. Parametrarna är följande:

Djup till grundvattenytan

Grundvattenbildning

Akviferens geologiska material

Jordmånens material

Topografi

Den omättade zonens geologiska material underjordmånen

Hydraulisk konduktivitet

Parametrarna är numeriskt viktade i förhållande till varandra med ett värde 5 för de mest betydelsefulla parametrarna (djup till grundvattenytan och den omättade zonens geologiska material under jordmånen) och 1 för den minst betydelsefulla (topografi). Dessa värden är fasta och kan inte ändras.

Varje parameter ges vid klassningen en poäng mellan 1 och 10. Poängen multipliceras med parameterens vikt. Därefter beräknas ett s k DRASTIC-index genom att multiplikationerna för samtliga parametrar summeras.

Ett högt DRASTIC-index innebär en, relativt sett, hög sårbarhet för grundvattenförorening. DRASTIC-index är alltså inte något absolut värde utan ett relativt mått på grundvattnets sårbarhet.

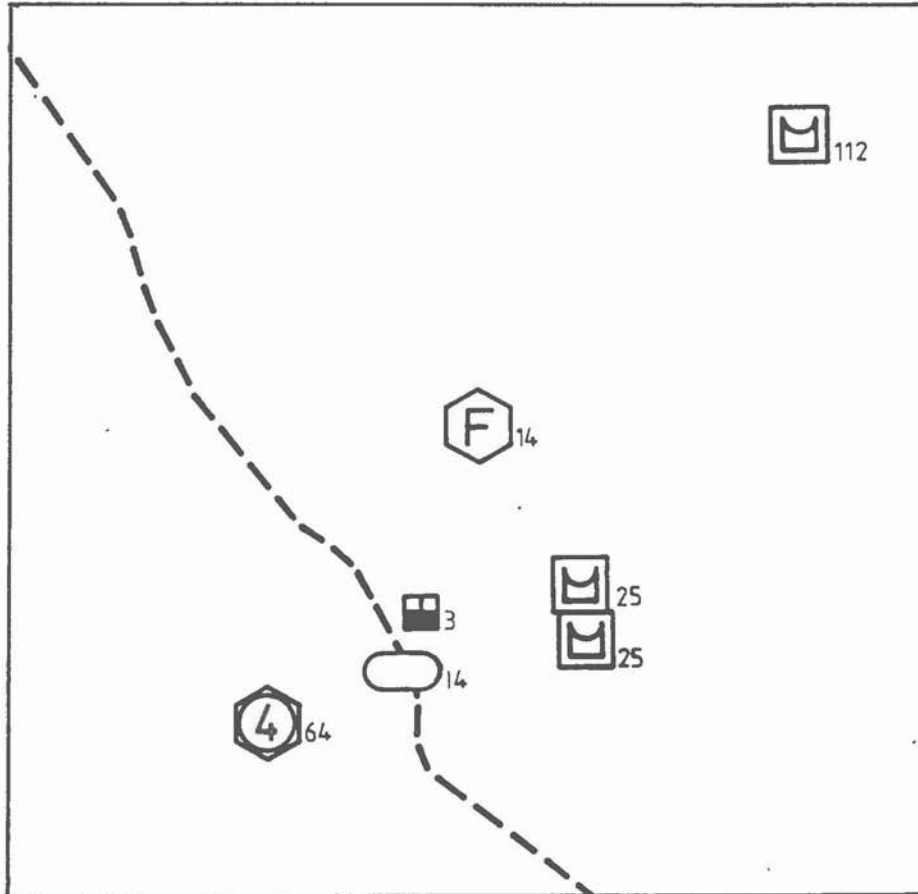
Ett område inom vilket ingen av parametrarna varierar, benämns DRASTIC-miljö.

Resultaten från utvärderingarna gäller enligt följande antaganden:




































- föroreningen appliceras på markytan
- föroreningen infiltreras tillsammans med nederbörden
- föroreningen har ungefär samma rörlighet som vatten i mark
- de utvärderade områdena är c:a 40 ha eller större

DRASTIC-kartan är avsedd att användas som ett underlag vid översiktlig planering i grundvattenfrågor.

Utdrag ur kartan över föroreningskällor i Nyköpings kommun



Legend till kartan över föroreningskällor i Nyköpings kommun

	Deponeringsplats för hushållsavfall
	Deponeringsplats för industriavfall
	Deponeringsplats för byggavfall
	Deponeringsplats för schaktmassor
	Deponeringsplats för bark
	Förvaring av miljöfarligt avfall
	Förvaring av radioaktivt avfall
	Skrotupplag
	Saltupplag
	Flisupplag
	Asfaltsverk
	Snötipp
	Upplag av kryсотbehandlat virke
	Träskyddsbehandling
	Bensinstation
	Tankanläggning i anslutning till industri eller kommunal anläggning
	Permanent lagring av avloppsslam
	Grupp av permanent bebyggelse, ej ansluten till kommunalt VA
	Fritidsområden, ej anslutna till kommunalt VA
	Kommunal respektive enskild avloppsreningsanläggning
	1 = < 20 anslutna personenheter
	2 = 20-200 " "
	3 = 200-2000 " "
	4 = 2000-10 000 " "
	5 = > 10 000 " "
	Grustäkt
	Grustäkt med krossverk
	Lertäkt
	Torvbrytning
	Bergtäkt
	Flygplats
	Industri
	Båtvarv
	Båtuppläggningsplats
	Golfbana
	Motorsportbana
	Konstfrusen isbana
	Väg med kontinuerlig saltspridning under vinterhalvåret
	Verksamheten avslutad
	Verksamheten planerad

Utdrag ur kartan över jordbruksmark och djurhållare i Nyköpings kommun



Jordbruksmark > 40 ha



Djurhållare med 20-50 enheter

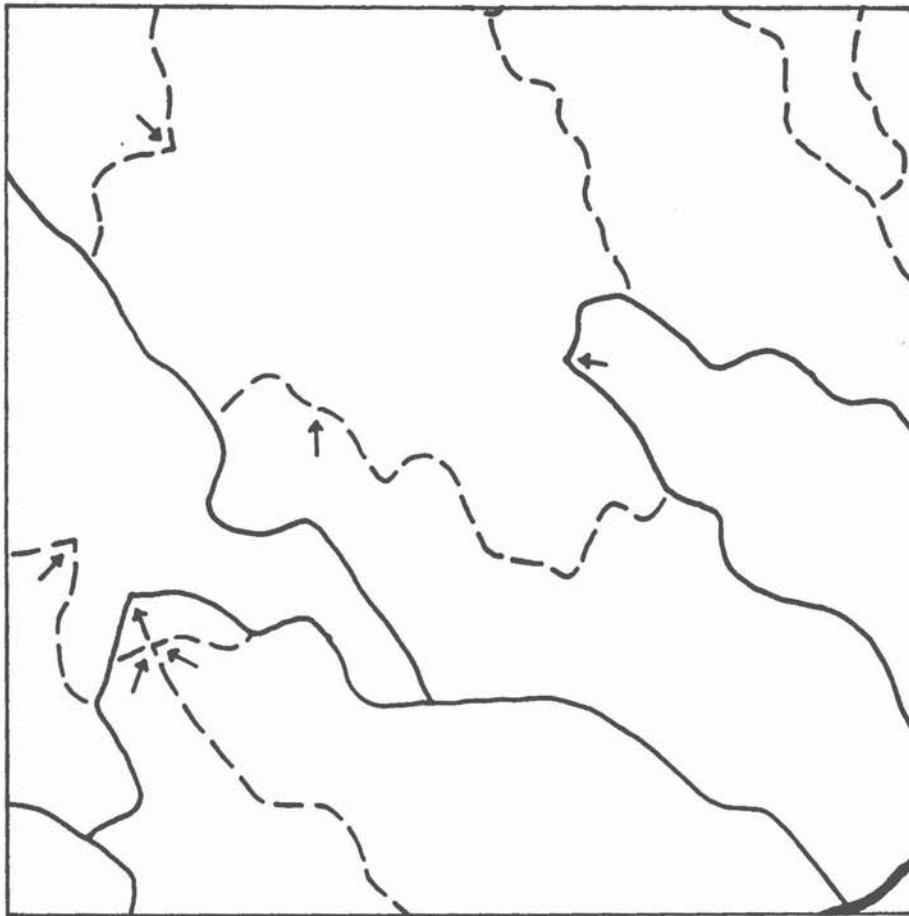


Djurhållare med 50-100 enheter



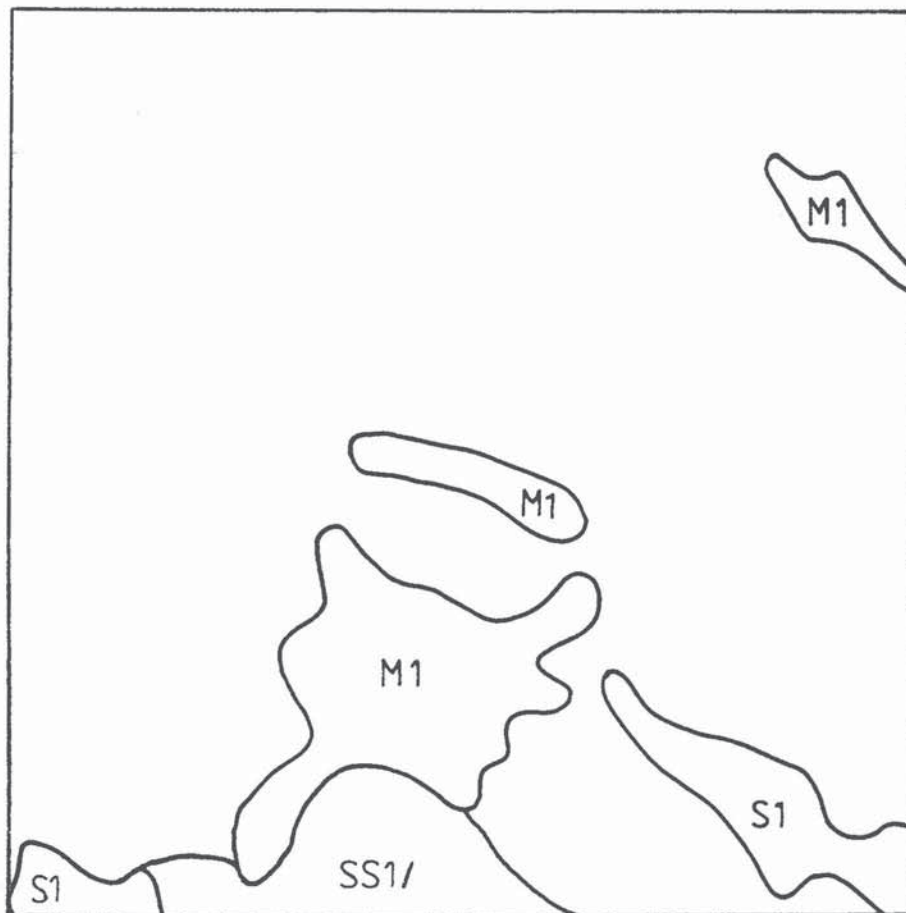
Djurhållare med mer än 100 enheter

Utdrag ur kartan över avrinningsområden i Nyköpings kommun



- Ytvattendelare för regionalt avrinningsområde
- Ytvattendelare för större delavrinningsområde
- - - - Ytvattendelare för mindre delavrinningsområde

Utdrag ur kartan över grundvattentillgångar i jord i Nyköpings kommun



L1 Liten grundvattentillgång (< 3600 l/timme)

M1 Måttlig grundvattentillgång (3600-18 000 l/timme)

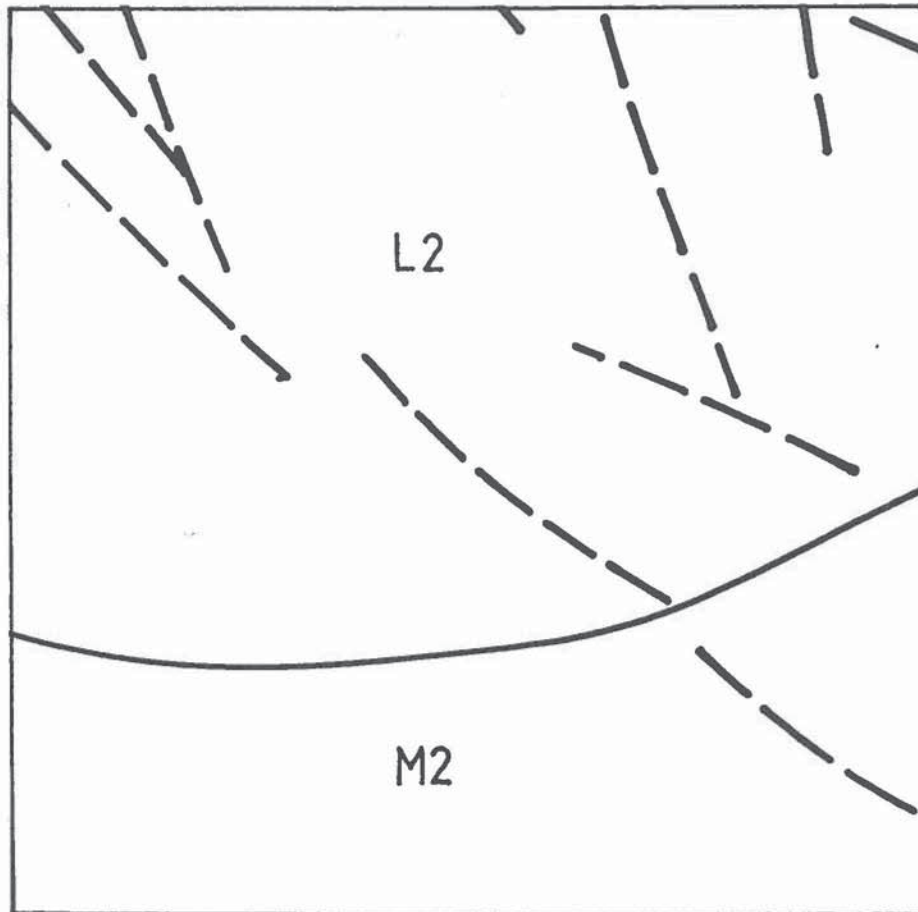
S1 Stor grundvattentillgång (18 000-90 000 l/timme)

SS1 Mycket stor grundvattentillgång (> 90 000 l/timme)

/ Grundvattenmagasinet överlagras av tätande lager, vanligtvis lera

De angivna värdena avser grundvattentillgångar i sand och grus i isälvsavlagringar.

Utdrag ur kartan över grundvattentillgångar i berg i Nyköpings kommun



L2 Liten grundvattentillgång (mediankapacitet
< 600 l/timme)

M2 Måttlig grundvattentillgång (mediankapacitet
600-2000 l/timme)

--- Större sprickzon

DATAUNDERLAG FÖR KORRELATIONSANALYSEN I KAPITEL 2 - DRASTIC-KLASSIFICERINGAR I NYKÖPINGS KOMMUN

V = Vikt
P = Poäng

1) Kalt berg

		V x P
D	1,5 - 4,5 m	45
R	100 - 175 mm/år	24
A	Kristallint berg	12
S	Mycket tunn eller ingen jordmån	20
T	6 - 12 %	5
I	Kristallint berg	25
C	< 10 ⁻⁶ m/s	3

DRASTIC-index: 134

2) Kalt berg/lera

		V x P
D	1,5 - 4,5 m	45
R	50 - 100 mm/år	12
A	Kristallint berg	12
S	Mycket tunn eller ingen jordmån	20
T	6 - 12 %	5
I	Kristallint berg	25
C	< 10 ⁻⁶ m/s	3

DRASTIC-index: 122

3) Morän

		V x P
D	1,5 - 4,5 m	45
R	100 - 175 mm/år	24
A	Sandig-moig morän	9
S	Sandig "loam"	12
T	2 - 6 %	9
I	Sandig-moig morän	20
C	< 10 ⁻⁶ m/s	3

DRASTIC-index: 122

4) Isälvsavlagring, 1,5 - 4,5 m djup till grundvattenytan

a) markyta med svag eller ingen lutning

		V x P
D	1,5 - 4,5 m	45
R	175 - 250 mm/år	32
A	Sand och grus	24
S	Sandig "loam"	14
T	2 - 6 %	9
I	Sand och grus	40
C	10^{-3} - 10^{-2} m/s	24

DRASTIC-index: 188

b) markyta med markerad lutning

		V x P
D	1,5 - 4,5 m	45
R	175 - 250 mm/år	32
A	Sand och grus	24
S	Sandig "loam"	14
T	6 - 12 %	5
I	Sand och grus	40
C	10^{-3} - 10^{-2} m/s	24

DRASTIC-index: 184

5) Isälvsavlagring, 4,5 - 9 m djup till grundvattenytan

a) markyta med svag eller ingen lutning

		V x P
D	4,5 - 9 m	35
R	175 - 250 mm/år	32
A	Sand och grus	24
S	Sandig "loam"	14
T	2 - 6 %	9
I	Sand och grus	40
C	10^{-3} - 10^{-2} m/s	24

DRASTIC-index: 178

b) markyta med markerad lutning

		V x P
D	4,5 - 9 m	35
R	175 - 250 mm/år	32
A	Sand och grus	24
S	Sandig "loam"	14
T	6 - 12 %	5
I	Sand och grus	40
C	10^{-3} - 10^{-2} m/s	24

DRASTIC-index: 174

6) Isälvsavlagring, 9 - 15 m djup till grundvattenytan

a) markyta med svag eller ingen lutning

		V x P
D	9 - 15 m	25
R	175 - 250 mm/år	32
A	Sand och grus	24
S	Sandig "loam"	14
T	2 - 6 %	9
I	Sand och grus	40
C	10^{-3} - 10^{-2} m/s	24

DRASTIC-index: 168

b) markyta med markerad lutning

		V x P
D	9 - 15 m	25
R	175 - 250 mm/år	32
A	Sand och grus	24
S	Sandig "loam"	14
T	6 - 12 %	5
I	Sand och grus	40
C	10^{-3} - 10^{-2} m/s	24

DRASTIC-index: 164

7) Isälvsvlagring, 15 - 23 m djup till grundvattenytan

a) markyta med svag eller ingen lutning

		V x P
D	15 - 23 m	15
R	175 - 250 mm/år	32
A	Sand och grus	24
S	Sandig "loam"	14
T	2 - 6 %	9
I	Sand och grus	40
C	10^{-3} - 10^{-2} m/s	24

DRASTIC-index: 158

b) markyta med markerad lutning

		V x P
D	15 - 23 m	15
R	175 - 250 mm/år	32
A	Sand och grus	24
S	Sandig "loam"	14
T	6 - 12 %	5
I	Sand och grus	40
C	10^{-3} - 10^{-2} m/s	24

DRASTIC-index: 154

8) Svallsand

		V x P
D	0 - 1,5 m	50
R	175 - 250 mm/år	32
A	Sand	21
S	Sandig "loam"	12
T	2 - 6 %	9
I	Sand	35
C	10^{-4} - 10^{-3} m/s	18

DRASTIC-index: 177

Meddelande:

- nr 1 Urbaniseringsprocessens inverkan på ytvattenavrinning och grundvattenbildning. Lägesrapporter (1972-07-01 - 1973-03-01). 1973. 100 sidor. (Utgången)
- nr 2 Leif Carlsson: Grundvattenavsänkning Del 1. Evaluering av akviferers geohydrologiska data med hjälp av provpumpningsdata. 1973. 67 sidor.
- nr 3 Leif Carlsson: Grundvattenavsänkning Del 2. Evaluering av lågpermeabla lagars hydrauliska diffusivitet med hjälp av provpumpningsdata. 1973. 17 sidor.
- nr 4 Viktor Arnell: Nederbördsräknare. En sammanställning av några olika mätartyper. 1973. 39 sidor. (Utgången)
- nr 5 Viktor Arnell: Intensitets-varaktighetskurvor för häftiga regn i Göteborg under 45-årsperioden 1926-1971. 1974. 68 sidor.
- nr 6 Urbaniseringsprocessens inverkan på ytvattenavrinning och grundvattenbildning. Lägesrapporter (1973-03-01 - 1974-02-01). 1974. 167 sidor.
- nr 7 Olov Holmstrand, Per O Wedel: Ingenjörsgelogiska kartor - litteraturstudier. 1974. 55 sidor. (Utgången)
- nr 8 Anders Sjöberg: Interim Report. Mathematical Models for Gradually Varied Unsteady Free Flow. Development and Discussion of Basic Equations. Preliminary Studies of Methods for Flood Routing in Storm Drains. 1974. 74 sidor. (Utgången)
- nr 9 Olov Holmstrand (red.): Seminarium om ingenjörsgelogiska kartor. 1974. 38 sidor. (Utgången)
- nr 10 Viktor Arnell, Börje Sjölander: Mätning av nederbördsintensiteter i Göteborgsregionen. Stationsbeskrivning. 1974. 53 sidor. (Utgången)
- nr 11 Per-Arne Malmquist, Gilbert Svensson: Dagvattnets beskaffenhet och egenskaper. Sammanställning av utförda dagvattenundersökningar i Stockholm och Göteborg 1969-1972. Engelsk sammanfattning. 1974. 46 sidor. (Utgången)
- nr 12 Viktor Arnell, Sven Lyngfelt: Interimrapport. Beräkningsmodell för simulering av dagvattenflöde inom bebyggda områden. Geohydrologiska forskningsgruppen i samarbete med VA-verket i Göteborg. 1975. 50 sidor.
- nr 13 Viktor Arnell, Sven Lyngfelt: Nederbörds-avrinningsmätningar i Bergsjön, Göteborg 1973-1974. 1975. 92 sidor.
- nr 14 Per-Arne Malmquist, Gilbert Svensson: Delrapport. Dagvattnets sammansättning i Göteborg. Engelsk sammanfattning. 1975. 73 sidor.
- nr 15 Dagvatten. Uppsatser presenterade vid konferens om urban hydrologi i Sarpsborg 1975. 1976. 33 sidor. Följande uppsatser ingår:
Arnell V. Beräkningsmetod för analys av dagvattenflödet inom ett urbant område.
Lyngfelt S. Nederbörds-avrinningsstudier i Bergsjön, Göteborg.
Sjöberg A. CTH-ledningsnätmodell DAGVL-A.
Svensson G. Dagvattnets sammansättning, inverkan av urbanisering. (Utgången)
- nr 16 Grundvatten. Uppsatser presenterade vid konferens om urban hydrologi i Sarpsborg 1975. 1976. 43 sidor. Följande uppsatser ingår:
Andréasson L, Cederwall K. Rubbningar av grundvattenbalansen i urbana områden.
Carlsson L. Djupinfiltration i slutna akviferer.
Torstensson B-A. Följder av grundvattensänkning inom lerområden.
Wedel P. Exempel på dränering av jordlager på grund av tunnelbyggande. (Utgången)
- nr 17 Olov Holmstrand, Per Wedel: Markvattenundersökningar i ett urbant område. 1976. 127 sidor.
- nr 18 Göran Ejdeling: Beräkningsmodeller för prognos av grundvattenförhållanden. 1978. 130 sidor.
- nr 19 Viktor Arnell, Jan Falk, Per-Arne Malmquist: Urban Storm Water Research in Sweden. 1977. 30 sidor.
- nr 20 Viktor Arnell: Studier av amerikansk dagvattenteknik. Resa i december 1976. 1977. 64 sidor.
- nr 21 Leif Carlsson: Reserapport från studieresa i USA samt deltagande i 2nd International Symposium on Land Subsidence in Anaheim, USA. 29 nov-17 dec 1976. 1977. 61 sidor.

- nr 22 Per O Wedel: Grundvattenbildning, samspelet jordlager och berggrund. Exemplifierat från ett försöksområde i Angered. 1978. 130 sidor.
- nr 23 Viktor Arnell: Nederbördsdata vid dimensionering av dagvattensystem med hjälp av detaljerade beräkningsmodeller. En inledande studie. 1977. 29 sidor.
- nr 24 Leif Carlsson, Klas Cederwall: Urbaniseringsprocessens inverkan på ytvattenavrinning och grundvattenbildning. Geohydrologisk forskning vid CTH, Sektion V, under perioden 1972-75. 1977. 17 sidor.
- nr 25 Lars O Ericsson (red.): Lokalt omhändertagande av dagvatten. Delrapport från första verksamhetsåret 1976-02-01 - 1977-01-31. 1977. 120 sidor.
- nr 26 Ann-Carin Andersson, Jan Berntsson: Kontrollerad grundvattenbalans genom djupinfiltration. En inventering av djupinfiltrationsprojekt. 1978. 273 sidor.
- nr 27 Anders Eriksson, Per Lindvall: Lokalt omhändertagande av dagvatten. Resultatredovisning av enkät rörande drift och konstruktion av perkolationsanläggningar. 1978. 126 sidor.
- nr 28 Olov Holmstrand (red.): Lokalt omhändertagande av dagvatten. Delrapport nr 2 från perioden 1977-02-01 - 1977-11-30. 1978. 69 sidor.
- nr 29 Leif Carlsson: Djupinfiltrationsstudier i Angered. 1978. 70 sidor.
- nr 30 Lars O Ericsson: Infiltrationsprocessen i en dagvattenmodell. Teori, Undersökning, Mätning och Utvärdering. 1978. 45 sidor.
- nr 31 Lars O Ericsson, Permeabilitetsbestämning i fält vid perkolationsmagasin. Dimensionering. 1978. 15 sidor.
- nr 32 Lars O Ericsson, Stig Hård: Infiltrationsundersökningar i stadsdelen Ryd, Linköping. 1978. 145 sidor.
- nr 33 Jan Hällgren, Per-Arne Malmquist: Urban Hydrology Research in Sweden 1978. Swedish Coordinating Committee for Urban Hydrology Research. 1978. 14 sidor.
- nr 34 Bo Lind, Göte Nordin: Geohydrologi och vegetation i Dalen 5, Karlskoga. 1978. 63 sidor.
- nr 35 Eivor Bucht, Bo Lind: Metodfrågor vid naturanpassad stadsplanering - erfarenheter från studie i Karlskoga. 1978. 65 sidor.
- nr 36 Anders Sjöberg, Jan Lundgren, Thomas Asp, Henriette Melin: Manual för ILLUDAS (version S2). Ett datorprogram för dimensionering och analys av dagvattensystem. 1979. 67 sidor.
- nr 37 Per-Arne Malmquist m fl: Papers on Urban Hydrologi 1977-78. 99 sidor.
- nr 38 Viktor Arnell, Per-Arne Malmquist, Bo-Göran Lindquist, Gilbert Svensson: Uppsatser om Dagvattenteknik. 1978. 30 sidor.
- nr 39 Bo Lind: Dagvatteninfiltration - förutsättningar inom ett bergsområde, Östra Gårdsten i Göteborg. 1979. 32 sidor.
- nr 40 Per-Arne Malmquist (red.): Geohydrologiska forskningsgruppen 1972-78. Sammanställning av uppnådda resultat. 1979. 96 sidor. Kostnadsfri.
- nr 41 Gilbert Svensson, Kjell Øren: Planeringsmodeller för avloppssystem. NIVA-modellen tillämpad på Torslanda avrinningsområde. 1979. 71 sidor.
- nr 42 Per-Arne Malmquist (red.): Infiltrera dagvatten. Diskussioner och figurer från CTH-seminarium 1979-04-20. 1979. 86 sidor.
- nr 43 Bo Lind: Dagvatteninfiltration - perkolationsanläggning i Halmstad. 1979. 58 sidor.
- nr 44 Viktor Arnell, Thomas Asp: Beräkning av bräddvattenmängder. Nederbördens varaktighet och mängd vid Lundby i Göteborg 1921-1939. 1979. 80 sidor.
- nr 45 Stig Hård, Thomas Holm, Sven Jonasson: Dagvatteninfiltration på grönytor - Litteraturstudie, kunskaps-sammanställning och hypotes. 1979. 278 sidor.
- nr 46 Per-Arne Malmquist, Per Lindvall: Dräneringsrörs igensättning - en jämförande laboratoriestudie. 1979. 44 sidor.
- nr 47 Per-Arne Malmquist, Gunnar Lannér, Erland Högberg, Per Lindvall: SÖDRA NÄSET - ett exempel på förenklad utformning av gator och dagvattensystem i ett upprustningsområde. 1980.
- nr 48 Viktor Arnell, Håkan Strandner, Gilbert Svensson: Dagvattnets mängd och beskaffenhet i stadsdelen Ryd i Linköping, 1976-77. 1980.
- nr 49 Lars O Ericsson, Stig Hård: Termisk registrering, en metod att kartera markvattenhalt - Termovisionsförsök i klimatkammare. 1980. 65 sidor.

- nr 50 Viktor Arnell: Dimensionering och analys av dagvattensystem. Val av beräkningsmetod. 1980. 56 sidor, 22 figurer.
- nr 51 Lars O Ericsson: Markvattenförhållanden i urbana områden. Slutrapport. Göteborg 1980. 115 sidor.
- nr 52 Olov Holmstrand (red.): Ingenjörsgelogisk kartering. Seminarium 1980-04-17. 110 sidor.
- nr 53 Olov Holmstrand: Lokalt omhändertagande av dagvatten. Sammanfattning av forskning om dagvatteninfiltration vid CTH 1976-79. 90 sidor.
- nr 54 Olov Holmstrand, Bo Lind, Per Lindvall, Lars-Ove Sörman: Perkolationsmagasin i ett lerområde. Lokalt omhändertagande av dagvatten i Bratthammar, Göteborg. 172 sidor.
- nr 55 Erland Högborg, Gunnar Lannér: Gatuplanering i bostadsområden i utlandet. Nya principer och lösningar i Danmark, Holland och England. 1981. 110 sidor.
- nr 56 Sven Lyngfelt: Dimensionering av dagvattensystem. Rationella metoden. 1981. 82 sidor.
- nr 57 Erland Högborg: Samband mellan gatustandard och trafiksäkerhet i bostadsområden. En förstudie. 1981.
- nr 58 Jan A Berntsson: Portryckförändringar och markrörelser orsakade av trädvegetation. 1980. 121 sidor.
- nr 59 Per-Arne Malmquist, Stig Hård: Grundvattenpåverkan av dagvatteninfiltration. 1981.
- nr 60 Annika Lindblad: Infiltrationsmätningar utförda vid Geologiska institutionen, CTH/GU, 1972-80. Sammanställning och statistisk bearbetning. 1981. 78 sidor.
- nr 61 Lars O Ericsson, Stig Hård: Termisk registrering - en metod att kartera markvattenhalt. Slutrapport. 1981. 18 sidor.
- nr 62 Jan Pettersson, Elisabeth Sjöberg: SÖDRA NÄSET - En intervjuundersökning rörande två alternativa upprustningsförslag av gator och dagvattentransport. 1981. 36 sidor.
- nr 63 Olov Holmstrand: Praktisk tillämpning av ingenjörsgelogisk kartering. 1981. 114 sidor.
- nr 64 Anders Sjöberg, Nils Mårtensson: REGNENVELOPEMETODEN. En analys av metodens tillämplighet för dimensionering av ett 2-års perkolationsmagasin. 1982. 29 sidor.
- nr 65 Gösta Lindvall: ENERGIFÖRLUSTER I LEDNINGSBRUNNAR - Litteraturstudie. 1982. 35 sidor.
- nr 66 Per-Arne Malmquist: Lathund för beräkning av Dagvattnets föroreningar. 1982. 32 sidor.
- nr 67 Sven Nyström: Kommuns skadeståndsansvar mot VA-abonnet för översvämningsskador. 1982. 71 sidor.
- nr 68 Sven Lyngfelt, Gilbert Svensson: Dagvattenavrinning från stora urbana områden. Simuleringsmetodik exemplifierat på Göteborgsregionen. 1983. 118 sidor.
- nr 69 Hans Bäckman, Gilbert Svensson: Flödesmätning i avloppsnät med portabla utrustningar. Mät noggrannhet under kontrollerade förhållanden i en 225 mm:s betongledning. 1983. 51 sidor.
- nr 70 Olov Holmstrand (red): Naturanpassad stadsplanering i Dalen 5, Karlskoga. Erfarenheter av planeringsprocess och teknik under och efter byggandet. 1983. 114 sidor.
- nr 71 Olov Holmstrand (red): Reservvattentäkter. Redovisning av diskussionsdag 1983-05-18. 1983. 115 sidor.
- nr 72 Gilbert Svensson, Håkan Strandner (övers. och bearb.): NIVANETT manual. Ett datorprogram för simulering av flöden i avloppsnät. 1983. 101 sidor.
- nr 73 Gilbert Svensson (red): Byggande, drift och förnyelse av kommunala va-ledningar. -Är driftstörningarna omfattande? -Projekterar vi på bästa sätt? - Var ligger kostnaderna? 1984. 98 sidor.
- nr 74 Hans Bäckman: Avloppsledningar i svenska tätorter i ett historiskt perspektiv. -Ett sammandrag av tekniska förutsättningar, idéer och diskussioner under 1900-talets ledningsbyggande. 1984. 123 sidor.
- nr 75 Ann-Carin Andersson, Olov Holmstrand, Erik Almling, Rolf Rosen, Kjell Söderström: Infiltration och alternativa åtgärder vid grundvattensänkning. Jämförande beskrivningar och val av metoder. 1984. 115 sidor.
- nr 76 Viktor Arnell, Henriette Melin: Rainfall data for the design of sewer detention basins. 1984. 79 sidor.
- nr 77 Hans Bäckman: Överläckning från dag- till spillvattenledningar. Metoder för att påvisa och kvantifiera överläckning samt redovisning av mätresultat från kommunala avloppsnät. 1985. 102 sidor.

- nr 78 Chester Svensson, Göran Sällfors: Beräkning av dimensionerande grundvattentryck. 1. Göteborgsregionen. 1985. 43 sidor.
- nr 79 Jan-Arne Nilsdal: Källaröversvämning i samband med regn. Reflexioner kring ett skadedrab-
bat bostadsområde i Göteborg. Några förslag på hur förbättrad säkerhet hos kommunala
avloppsledningar kan erhållas. 1985. 68 sidor.
- nr 80 Bo Lind, Mats Nyborg: Moränstruktur och hydraulisk konduktivitet. 1986. 55 sidor.
- nr 81 Gösta Lindvall: Energiförluster i ledningsbrunnar. Laboratoriemätningar. 1986. 49 sidor.
- nr 82 Per Warnolf: Jorderosion i rörgravar för VA-ledningar. Laboratorieförsök och litteratur-
studie. 1988. 105 sidor.
- nr 83 Bo Lind, Mats Nyborg: Sediment structures and the hydraulic conductivity in till. 1988.
73 sidor.
- nr 84 Chester Svensson: Analys av påverkade grundvattennivåer. 1988. 44 sidor.
- nr 85 Lars Rosén: Sårbarhetsklassificering av grundvatten. Rapport från en studieresa i USA.
1988. 112 sidor.
- nr 86 Chester Svensson, Göran Sällfors: Beräkning av dimensionerande grundvattentryck. 2. Stock-
holmsregionen. 1988. 61 sidor.
- nr 87 Chester Svensson, Göran Sällfors: Beräkning av dimensionerande grundvattentryck. 3. Övriga
södra Sverige. 1988. 78 sidor.
- nr 88 Teresia Reuterswärd Wengström: Kartläggning av skador på segjärnsledningar i Göteborg
1977-1987. 1989. 39 sidor.
- nr 89 Göran Sällfors: Punktskattningsmetoden - En statistisk metod användbar på geotekniska
problem. 1990. 48 sidor.
- nr 90 Torsten Hedberg, Olle Ljunggren, Lars-Ove Sörman: Sammanställning av rapporter om vatten-
kvalitetsproblem i ändledningar av järn. Probleminventering, fältförsök och laboratorie-
tester. 1990. 56 sidor.
- nr 91 Hans Berggren, Torleif Bramryd, Lennart Henrikson, William Hogland, Olov Holmstrand, Bo
Lind, Torsten Rosenqvist, Christer Stenmark: Lokalt omhändertagande av dagvatten. Erfaren-
heter och kunskapsuppbyggnad under 1970- och 1980-talen. 1991. 82 sidor.

