



KompetensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel



Rapport om växtskyddsmedel och miljöeffekter baserat på pesticidövervakningen och regionala pesticiddatabasen

Underlag inför SJVs rapportering om CAPs miljöeffekter

Stina Adielsson, Mirja Törnquist och Jenny Kreuger

Sammanfattning

Denna rapport gjordes som underlag till en utvärdering av EU:s gemensamma jordbrukspolitik (CAP) som Jordbruksverket har i uppdrag att göra tillsammans med Naturvårdsverket och Riksanantikvarieämbetet.

Underlaget till den här sammanställningen är hämtat dels från nationell miljöövervakning och dels från regional övervakning. Den nationella miljöövervakningen inkluderar mätningar av ytvatten i fyra små jordbruksdominerade avrinningsområden mellan 1998-2006. Två år ingår också i den provtagning som finansieras av Naturvårdsverket. Två år från regional miljöövervakning inkluderades som komplement till de två nationella åarna. Den databas som finansieras av Naturvårdsverket som innehåller prover tagna och finansierade av andra aktörer, t.ex. länsstyrelser, kommuner och vattenvårdsförbund, har också ingått i underlagsmaterialet. Denna databas innehåller resultat både från mätningar i yt- och grundvatten sedan 1985-2006. Huvudsakligen har substanser godkända efter 1992 inkluderats. Svenska riktvärden har kompletterats med holländska och ett toxicitetsindex beräknats.

Den senaste femårsperioden var det 40% av de analyserade substanserna inom typområdena som inte påträffades, 40% påträffades under riktvärdet och resterande 20% har någon gång per säsong hittats i halter över sitt respektive riktvärde. Beräkningar av toxicitetsindexet för typområdena visar att indexet kan variera kraftigt mellan åren eftersom det är känsligt för detektion av substanser med låga riktvärden. En sådan substans är esfenvalerat som har ett riktvärde på 0,0001 µg/l och ämnet har bidragit mest till indexet under tre av de fem åren. Toxicitetsindexet för de undersökta åarna visar på en positiv trend. Diflufenikan var den enskilda substans som bidrog mest till indexet samtliga år.

Från typområdet i Skåne finns mätningar sedan 1993. När indexet beräknas för hela perioden 1993-2006 visar det sig att efter de fem första åren minskar indexet för att sedan ligga på en förhållandevis konstant nivå. Anledningen till att det inte syns någon minskning i indexet under senare delen av 1990-talet och början av 2000-talet är att analysmetoderna har förbättrats. Om inte detektionsgränsen hade sänkts hade indexet visat en positiv trend även under denna period.

För typområden och år sammantaget dominerade terbutylazin toxicitetsindexet under 1998-2001, ämnet stod ensamt för närmare 70% av indexet. Under perioden 2002-2006 utgjorde terbutylazin endast 5% av indexet. Substansens godkännande upphörde 2003 vilket alltså har gett en tydlig effekt. Esfenvalerat är det ämne som dominerar den senare perioden, mycket på grund av förbättrade analysmetoder. De ämnen som bidrar mest till toxicitetsindexet är inte samma ämnen som påträffas oftast.

I den regionala databasen ses en minskning av andelen lokaler med en summahalt över 0,5 µg/l för ytvatten. För grundvatten kan inte samma positiva utveckling bekräftas. Den vanligaste substansen i grundvatten är BAM, följt av atrazin och dess nedbrytningsprodukt DEA, ingen av dessa har varit godkänd för användning efter 1990. I ytvatten är bentazon den vanligaste substansen, följt av MCPA, diklorprop och mekoprop. Dessa är också de ämnen som återfinns oftast i halter över 0,1 µg/l i ytvatten. Men det finns en tydlig neråtgående trend som pekar på att förekomsten av dessa substanser i halter över 0,1 µg/l har minskat sedan 1985. De fyra ämnena är fortfarande godkända år 2006.

BERÄKNING AV TOXICITETSINDEX MED DATA FRÅN DEN NATIONELLA MILJÖÖVERVAKNINGEN	5
BAKGRUNDSINFORMATION	5
<i>Provplatser</i>	5
<i>Urval av substanser</i>	6
RIKTVÅRDEN	7
BESKRIVNING AV TOXICITETSINDEX	8
<i>Förutsättningar för toxicitetsindex med miljöövervakningsdata</i>	8
<i>Utveckling av analysmetod</i>	9
<i>Hantering av spårfynd</i>	9
FÖRDELNING AV PÅTRÄFFADE VÄXTSKYDDSMEDEL	9
<i>Toxicitetsindex</i>	11
Typområdenas bäckar	11
Åar	13
Trender	15
MILJÖTILLSTÅNDET BASERAT PÅ DATA FRÅN DEN REGIONALA PESTICIDDATABASEN	18
FÖREKOMST AV VÄXTSKYDDSMEDEL	19
<i>Grundvatten</i>	19
<i>Ytvatten</i>	21
REFERENSER.....	24
BILAGA.....	26

Beräkning av toxicitetsindex med data från den nationella miljöövervakningen

Jordbruksverket har tillsammans med Naturvårdsverket och Riksantikvarieämbetet i uppdrag att utvärdera effekterna av den gemensamma jordbrukspolitiken, CAP. De bakomliggande faktorerna som påverkas av jordbrukspolitiken ska analyseras för att se vilka faktorer som har förändrat växtskyddsmedelsanvändningen och om dessa förändringar har gett några miljöeffekter.

Bakgrundsinformation

Provplatser

Datamaterialet till beräkning av toxicitetsindex är hämtat dels från det nationella miljöövervakningsprogrammet för växtskyddsmedel, dels från regional miljöövervakning.

Inom den nationella pesticidövervakningen tas prover i fyra små jordbruksdominerade avrinningsområden och i två åar (Adielsson et al., 2007). De fyra områdena ligger i Västergötland, Östergötland, Skåne och Halland och alla har en åkerareal på nära 90 % (tabell 1). För Skivarpsån är andelen åkermark också nära 90 % medan Vege å har en betydligt lägre andel jordbruksmark. Båda dessa åar ligger i Skåne. Provtagningen ingår i programområde Jordbruksmark och Naturvårdsverket är ansvarig myndighet. Syftet med undersökningarna är att följa jordbrukets miljöpåverkan på yt- och grundvatten över tiden samt att följa upp politiska beslut. I de fyra avrinningsområdena, även kallade typområden, samlas det in information om odling och användning av växtskyddsmedel, vilket ger ett bra underlagsmaterial.

Tabell 1. Avrinningsområdenas storlek och den procentuella andelen jordbruksmark för respektive område

		Storlek (km ²)	Andel jordbruksmark
Typområden	Halland	15	92%
	Skåne	8	94%
	Västergötland	8	91%
	Östergötland	17	89%
Åar	Gothemsån	477	50%
	Saxån	350	80%
	Skivarpsån	93	89%
	Vegeå	500	64%

Två åar från regional miljöövervakning har också inkluderats i denna del. Dessa två är Saxån i Skåne (Ekologgruppen, 2006) och Gothemsån på Gotland (MHK & Lst Gotland). Saxåns avrinningsområde innehåller mer åkermark än Gothemsån (tabell 1). I de regionala åarna har provtagning pågått under flera år. Metodiken har dock inte varit helt konsekvent, utan antalet prover (se tabell 2) och analyserade substanser (tabell 3) har varierat mellan åren. Resultaten från dessa undersökningar har lagrats i den regionala pesticid databasen som finns vid SLU.

Tidsperioden som valts inom uppdraget är 1998-2006, i tabell 2 visas antalet prov som samlats in från vattendragen de olika åren. År 2002 startade den nationella övervakningen av

växtskyddsmedel i de fyra typområdena och i två år. Inom miljöövervakningen har en mer systematisk provtagning skett vad gäller val av provplatser och analyser.

Tabell 2. Antal analyserade prov per år för typområden och år

		1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Typområden	Halland	0	0	0	0	20	22	20	22	21
	Skåne	31	31	29	26	29	24	29	22	29
	Västergötland	0	0	0	0	21	22	19	22	21
	Östergötland	0	0	0	0	20	22	21	22	19
Åar	Gothemsån	2	2	2	2	4	2	3	3	3
	Saxån	3	4	8	1	6	4	5	5	4
	Skivarpsån	9	8	0	6	8	8	9	9	9
	Vegeå	9	8	0	5	8	8	9	9	9

Urval av substanser

Urvalet av substanser som inkluderas i en indexberäkning är viktigt för att få representativa resultat. I föreliggande rapport ingår de substanser som varit föremål för analys inom det nationella miljöövervakningsprogrammet för växtskyddsmedel och som varit godkända efter 1992 (se vidare resonemang nedan). Inom programmet görs varje år en bedömning av vilka substanser som ska ingå i undersökningen. Den nationella statistiken över försålda mängder används, men allra viktigast är de uppgifter som lantbrukarna verksamma inom områdena lämnar. Tack vare kunskapen om vilka preparat som spridits tidigare år, kan det inkluderas i analyserna så stor andel som möjligt av de preparat som verkligen används. Den analystekniska sidan utgör ibland en begränsning eftersom vissa substanser inte kan analyseras till en rimlig kostnad. Urvalet av substanser är inte konstant över åren, vilket inte heller är nödvändigt utan det viktigaste är att en så stor andel av använda substanser som möjligt inkluderas.

Tabell 3. Antal analyserade substanser per år för typområden och år som ingår i denna sammanställning

		1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Typområden	Halland	-	-	-	-	67	69	73	76	72
	Skåne	76	73	71	73	66	68	73	76	72
	Västergötland	-	-	-	-	66	68	73	76	72
	Östergötland	-	-	-	-	67	69	73	76	72
Åar	Gothemsån	6	6	8	10	56	11	62	62	56
	Saxån	3	16	20	20	58	58	64	64	55
	Skivarpsån	15	16	-	50	58	59	64	66	59
	Vegeå	15	15	-	50	58	59	64	66	59

- = ingen provtagning

I uppdraget ingick att endast inkludera de substanser som varit godkända för användning efter år 1992. Det betyder att BAM, atrazin, 2,4-D, diuron och lindan har uteslutits trots att dessa ämnen påträffats inom miljöövervakningen. Inom typområdena har antalet analyserade substanser ökat något sedan starten 2002 (tabell 3). I Gothemsån och Saxån har antalet analyserade substanser varierar mycket mellan åren, speciellt under de första årens

provtagning. Samtliga prov är inte analyserade på samtliga substanser. Mot slutet av perioden har antalet analyserade substanser stabiliserat sig.

Riktvärden

För att kunna göra något uttalande om toxiska effekter av växtskyddsmedel i undersökta vatten krävs mer information än bara koncentrationen. Att ett ämne påträffas innebär inte per automatik att det har en effekt på vattenlevande organismer. De växtskyddsmedel som används i Sverige har olika kemisk struktur och olika verkningsmekanismer, de är också anpassade för att ha effekt på olika organismgrupper. Ett medel som används mot insekter på åkern löper större risk att påverka de vattenlevande insekterna än ett medel som används mot ogräs. Ogräsmedlet kan å sin sida ha effekt på algerna i vattendraget.

Kemikalieinspektionen (KemI) tog under år 2004 fram riktvärden för 102 växtskyddsmedel och nedbrytningsprodukter i ytvatten (Kemikalieinspektionen, 2004). Riktvärdet anger den högsta halt då man inte kan förvänta sig några negativa effekter av ett ämne. Riktvärdet utgör en sammanvägning av utvärderade toxicitetsstudier för olika vattenlevande organismer och är avsedda att skydda också den känsligaste organismen i vattenekosystemet (Norberg, 2004) .

Ungefär hälften av substanserna som fått ett riktvärde av KemI ingår i miljöövervakningen. År 2007 gjorde KemI en genomgång och revidering av 19 substanser med riktvärde. Dessa aktualiserades genom att de föreslogs som miljö kvalitetsnormer i ett förslag till föreskrifter inom arbetet med vattendirektivet. De uppdaterade riktvärdena har efter diskussion med Jordbruksverket och KemI använts i den här sammanställningen (Kemikalieinspektionen, 2007).

Det finns substanser och nedbrytningsprodukter som nu ingår eller har ingått i miljöövervakningen men som saknar svenskt riktvärde. Indexberäkningarna fordrar dock att alla påträffade substanser har ett riktvärde att relatera fynden till. För att få riktvärden för samtliga påträffade substanser har KemI:s lista kompletterats med i första hand de europeiska värdena för prioriterade substanser (European Commission, 2006a) och i andra hand med holländska värden (Otte & Evers, 2005 samt Schrap et al., 2006). I Holland använder man en metod för att ta fram Maximum Permissible Concentration som liknar den svenska metoden för riktvärden (Asp et al., 2004). För en substans, flamprop, har också ett norskt riktvärde använts (Ludvigsen & Lode, 2005), eftersom det inte fanns något holländskt. I bilagan finns en komplett förteckning över vilka riktvärden som inkluderats och varifrån de hämtats.

För nedbrytningsprodukter har antagits samma värde som för modersubstansen när det inte funnits specifika uppgifter. För några substanser finns riktvärden för en form av ämnet men där en annan form analyserats. Det gäller t.ex. karfentrazonsyra som är den kemiska formen som analyseras inom miljöövervakningen, medan riktvärdet som finns är för karfentrazonetyl. Här har det antagits att det går bra att använda det riktvärdet. Ett antal liknande antaganden har gjorts och dessa finns kommenterade i bilagan. Tetradifon har uteslutits från beräkningsunderlaget då denna substans endast påträffats ett fåtal gånger och det inte har varit möjligt att hitta ett riktvärde.

De riktvärden som använts för beräkningar av PTI i den här rapporten varierar mellan 100 µg/l och 0,0001µg/l. Ett högt riktvärde innebär att substansen inte är speciellt giftig. De lägsta riktvärdena är på en så låg nivå att de är svårt att analysera till den koncentrationen. Med dagens analysmetoder kan de flesta substanser detekteras ner till en koncentration på ca 0,001 µg/l, men för fem substanser är detektionsgränsen fortfarande högre än riktvärdet. Det

betyder att dessa ämnen kan finnas i giftiga halter i vattnet utan att de kan detekteras i analyserna. De ämnen som det gäller är betacyflutrin, deltametrin, esfenvalerat, imidakloprid och permetrin. Jämförelsen är gjord mot de detektionsgränser som var aktuella 2006, tidigare år var det fler substanser som inte kunde analyseras ner till sitt riktvärde.

Beskrivning av toxicitetsindex

Den indexberäkning som används baseras på en metod för att beräkna toxicitetsindex som har tagits fram och använts av U.S. Geological Survey inom det amerikanska miljöövervakningsprogrammet National Water-Quality Assessment. Metoden benämns där Pesticide Toxicity Index (PTI).

Indexvärdet anger en uppskattad toxicitet som orsakas av pesticider och beräknas som summan av toxicitetskvoter, dvs. uppmätt halt för varje påträffad substans, dividerad med riktvärdet för respektive substans (se ekvationen nedan). Halten av bekämpningsmedlet uttrycks i samma enhet som riktvärdet. En hög kvot anger en hög toxicitet.

$$PTI = \sum_{i=1}^n \frac{E_i}{RV_i} \quad (1)$$

PTI = Pesticide Toxicity Index (toxicitetsindex)
 E_i = Halt av bekämpningsmedel i
 RV_i = Riktvärde för bekämpningsmedel i
 n = Antalet bekämpningsmedel

Med detta index ges ett generellt mått på toxicitet. Indexet kan användas för att göra uppföljningar av rådande tillstånd men är även tillämpligt för bevakning av förändringar i potentiell toxicitet över tid vid en och samma provpunkt (Munn et al., 2001). Det går även att göra jämförelser mellan områden. Den svenska metoden för att beräkna indexet är en modifiering av den amerikanska (Asp & Kreuger, 2004).

Förutsättningar för toxicitetsindex med miljöövervakningsdata

Jämförelser mellan år eller mellan områden kräver att provtagningsmetodik och analyser stämmer väl överrens. Eftersom PTI är en summa blir indexet mycket känsligt för både antal prover och antal analyserade substanser. Det är också viktigt att substanser som är relevanta för just det området har analyserats om syftet är att uttala sig om den totala effekten från växtskyddsmedel i ett vattendrag.

Indexet kan i detta sammanhang antas utgöra ett bra underlag för att följa trender vad gäller samlad påverkan på vattendragen från växtskyddsmedel eftersom en stor andel av de använda aktiva substanserna är inkluderade i analyserna. Jämförelser blir möjliga eftersom undersökningarna bedrivits på samma sätt i de fyra typområdena och i de två åarna som ingår i den nationella miljöövervakningen. I Skåneområdet tas fler prover per säsong än i övriga tre typområden, då spridningssäsongen är längre i landets sydligaste delar. De substanser som analyseras har ändrats över tiden så att de motsvarar användningen i så stor utsträckning som möjligt.

I de regionalt övervakade åarna har provtagningsfrekvensen varierat mellan åren. Det är också olika hur många substanser som analyserats i proven. Efter en inledande genomgång av

materialet visade det sig därför att åren 1998-2001 inte var lämpliga att använda för en indexberäkning. Från och med år 2002 är antalet prov mer homogent (tabell 2 och 3).

Utveckling av analysmetod

Utveckling av analysmetoden över tiden gör att trender för en längre tidsperiod påverkas. Förbättrad analysmetod innebär i första hand att detektionsgränsen sänkts vilket gör det möjligt att påträffa ämnen vid en lägre koncentration än tidigare. En beräkning gjordes för att visa hur det skulle se ut om inte detektionsgränsen sänkts (figur 8). Den vanligaste detektionsgränsen för år 1998 (det första året) användes som nedre gräns för vad som kan detekteras. Alla fynd med en koncentration lägre än 0,02 µg/l uteslöts vid beräkningen av PTI. Spårfynd inkluderades endast när detektionsgränsen var som lägst 0,02 µg/l. Åren 1998-2000 angavs endast bestämningsgräns vid rapporteringen från laboratoriet, och för att få fram en realistisk detektionsgräns så antogs den till en tredjedel av bestämningsgränsen.

Hantering av spårfynd

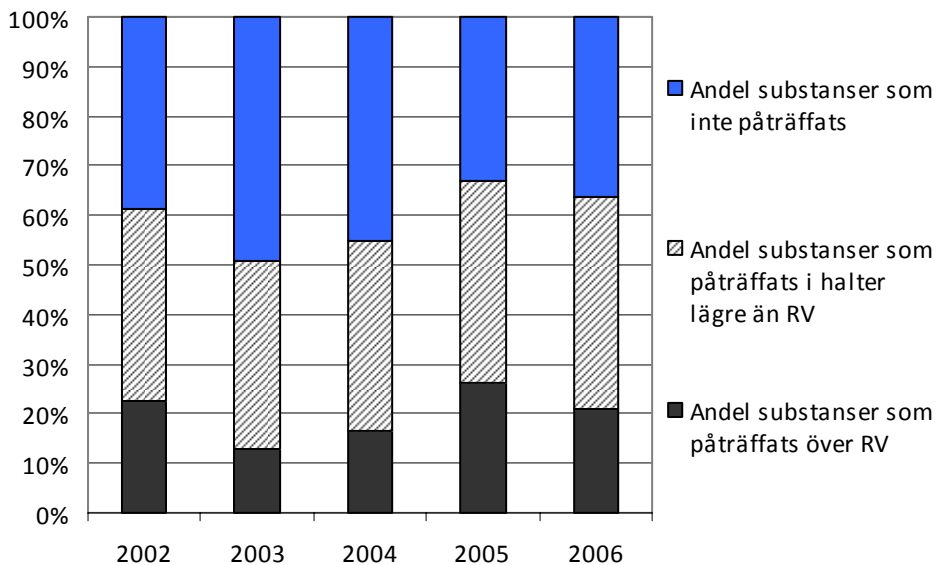
Analysresultaten inom den nationella miljöövervakningen rapporteras som en halt i de fall där koncentrationen överstiger bestämningsgränsen. När en substans överskrider detektionsgränsen men inte bestämningsgränsen så rapporteras detta som ett spårfynd. I beräkningarna av toxicitetsindexet har spårfynden angetts till medelvärdet av detektionsgränsen och bestämningsgränsen.

Data från Saxån och Gothemsån kommer från olika laboratorier med olika sätt att rapportera. En del laboratorier anger endast en generell påvisningsgräns, vilket är det samma som bestämningsgräns. I de fall som det angetts spårvärde men inte funnits komplett information om detektionsgräns och bestämningsgräns, så har spårvärdet satts till bestämningsgränsen.

I figur ett till tre anges andel substanser som överskrider riktvärdet. I den typen av sammanställning har spårfynden endast räknats med när riktvärdet varit högre än detektionsgränsen, dvs. när det säkert kan sägas att riktvärdet överskridits.

Fördelning av påträffade växtskyddsmedel

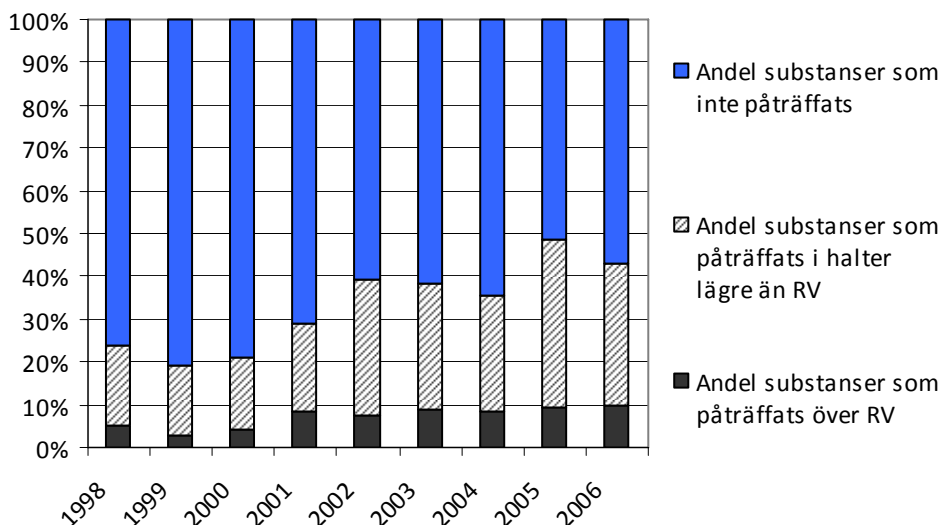
Provtagning i typområdena har pågått i fem år. Ungefär 40% av substanserna har inte påträffats i något vattenprov, 40% hittas men i koncentrationer lägre än riktvärdet och de resterande 20% hittas någon gång under säsongen i koncentrationer som överskrider sitt respektive riktvärde (figur 1). Det är normalt att det förekommer variationer mellan åren, dels används preparaten i olika omfattning och dels är påverkan av väderleken stor.



Figur 1. Den procentuella fördelningen av substanser som påträffas över riktvärdet, påträffats men under riktvärdet eller inte påträffats alls i typområdena sammantaget.

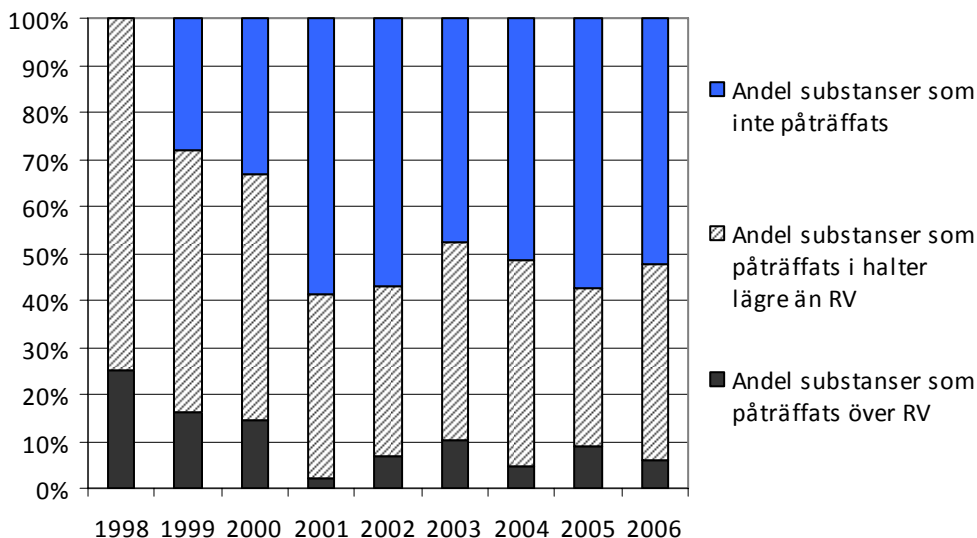
I Skåneområdet påbörjades provtagningen tidigare än i de andra områdena och vilket ger en längre tidsserie. Under de nio åren ses en viss minskning av antalet substanser som inte påträffas (figur 2), i början var det ca 80% som inte påträffades under året, medan 2006 var det ca 60% som inte påträffades. En anledning är att detektionsgränserna har sänkts, d.v.s. idag kan vi hitta ämnen i lägre halter än tidigare. Det betyder att ämnena kan ha funnits i vattnet även tidigare, men utan att de kunde påvisas i analyserna. En viss ökning av andelen substanser som överskrider riktvärdet syns också, vilket även det beror på möjligheten att detektera substanser i lägre koncentrationer.

Generellt har Skåneområdet en lägre andel substanser som överskrider riktvärdet än vad områdena har tillsammans. Det är också fler ämnen som inte påträffas alls i Skåne, vilket beror på att flera av substanserna som ingår i analyserna inte används inom området.



Figur 2. Den procentuella fördelningen av substanser som påträffas över riktvärdet, påträffats men under riktvärdet eller inte påträffats alls i typområdet i Skåne.

Figur 3 visar fördelningen av substanser för de fyra åarna tillsammans. Som figuren visar har andelen substanser som inte påträffas ökat sedan provtagningen startade. Förklaringen är att från och med 2001 så analyserades ett 50-tal substanser per prov medan de tidigare åren endast 15 substanser var inkluderade i analyserna (tabell 3). De tidiga undersökningarna var inriktade på ämnen som vanligen påträffas.

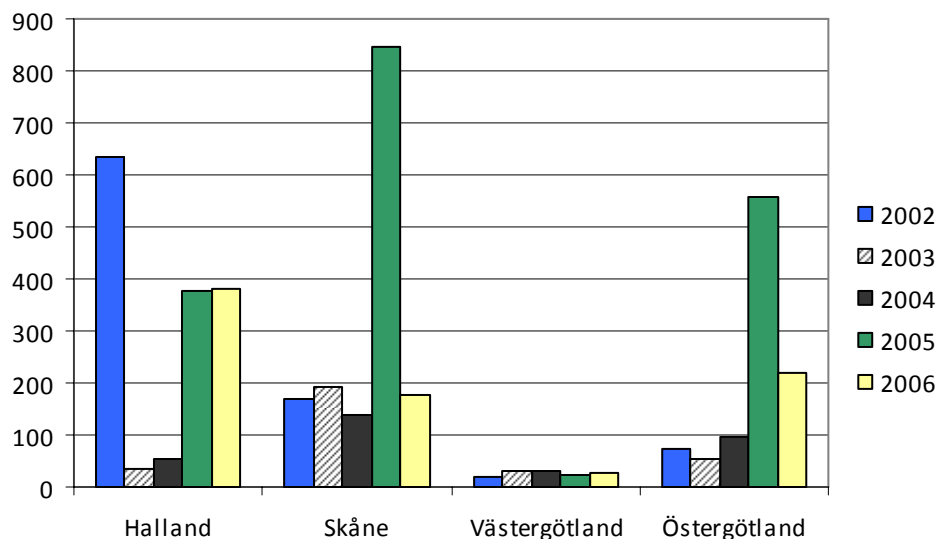


Figur 3. Den procentuella fördelningen av substanser som påträffas över riktvärdet, påträffats men under riktvärdet eller inte påträffats alls i åarna sammantaget.

Toxicitetsindex

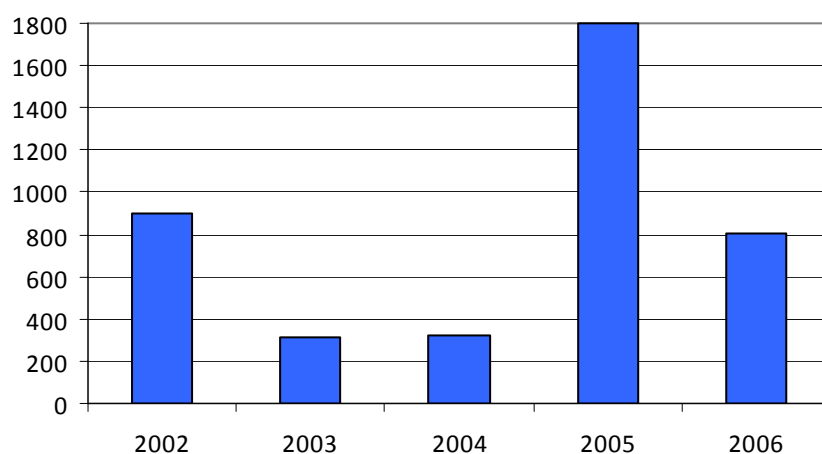
Typområdenas bäckar

Resultatet av PTI-beräkningarna för de fyra typområdena syns i figur 4. Typområdet i Västergötland har det lägsta indexet för samtliga år, variationen är också minst i detta område. En trolig förklaring är att det här området har det lägsta antalet använda substanser.



Figur 4. PTI beräknat för samtliga typområden för perioden 2002 till 2006.

Typområdena i Halland, Östergötland och Skåne har ett eller flera år ett högre index (över 300) än övriga år. Vid alla dessa tillfällen har substansen esfenvalerat påträffats. Ämnet har ett riktvärde på 0,0001 µg/l och varje gång som den detekteras är fyndet över riktvärdet. Ett fynd av ämnet på spårnivå bidrar med ca 300 till indexet. I Hallandsområdet år 2002 och 2005 utgjorde ett fynd per år av esfenvalerat ca 90 % av indexet. År 2006 stod ett fynd av deltametrin och ett fynd av esfenvalerat tillsammans för närmare 80 % av indexet. Skåneområdet och området i Östergötland hade år 2005 flera ämnen som bidrog till det förhöjda indexet, förutom esfenvalerat var det betacyflutrin i Skåne och imidakloprid i Östergötland.



Figur 5. PTI beräknat för typområdena sammanslagna per år.

När typområdena läggs samman årsvis så får år 2005 det högsta indexet (figur 5). Det hänger ihop med att tre av områdena hade höga index just detta år. Någon utveckling över tiden är det för tidigt att uttala sig om eftersom de årliga variationerna är stora.

Vid en årsvis sammanställning av vilka substanser som bidrar mest till toxicitetsindexet framgår att esfenvalerat är den substansen med störst procentuellt bidrag tre av åren (tabell 4). Övriga tre år finns ämnet inte med alls på listan och det beror på att den inte detekterades dessa år. Eftersom esfenvalerat har ett så lågt riktvärde ger det stort utslag i indexet. Diflufenikan är en annan substans med stort procentuellt bidrag flera år. Ämnet har ett riktvärde på 0,0045 µg/l och 2006 låg detektionsgränsen vanligen på 0,002 µg/l. Ämnet påträffas 20-30 gånger per år.

DETA är en nedbrytningsprodukt till terbutylazin, en substans som ingick i ett ogräsmedel vars godkännande upphörde 2003. Sedan dess har ämnets procentuella bidrag till indexet blivit allt mindre (tabell 4). Fyra av de fem åren finns metribuzin med i listan. Substansen ingår i ett medel som används mot ogräs i potatis och morötter. Dessa grödor odlas endast i området i Halland och Östergötland och samtliga fynd har också gjorts i dessa båda områden.

Tabell 4. Substanser med störst årligt procentuellt bidrag till PTI för typområdena. Substanser som tillsammans förklarar minst 80% av indexet är inkluderade i tabellen

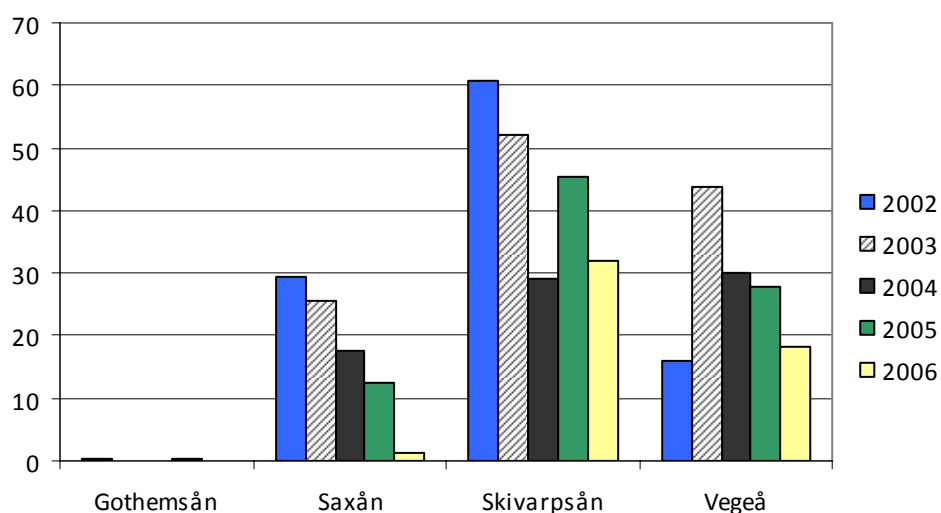
År	Substans	Bidrag till index	År	Substans	Bidrag till index
2002	esfenvalerat	67%	2005	esfenvalerat	51%
	diflufenikan	8%		betacyflutrin	14%
	DETA	6%		imidaklopid	10%
	metribuzin	4%		permetrin	9%
2003	diflufenikan	36%	2006	esfenvalerat	29%
	metazaklor	14%		deltametrin	23%
	DETA	13%		metazaklor	10%
	terbutylazin	9%		metribuzin	8%
	metribuzin	7%		diflufenikan	7%
	MCPA	5%		fenitrothion	5%
2004	diflufenikan	27%			
	isoproturon	20%			
	rimsulfuron	9%			
	DETA	9%			
	metribuzin	8%			
	terbutylazin	7%			
	metazaklor	5%			

Åar

Indexberäkningen för åarna (figur 6) visar att de finns skillnader mellan vattendragen. Gothemsån ligger lågt samtliga år och det beror delvis på att det tagits få prover i vattendraget, endast två till fyra prov per år (tabell 2 och 3) och eftersom indexet är en summa har antalet prov stor betydelse.

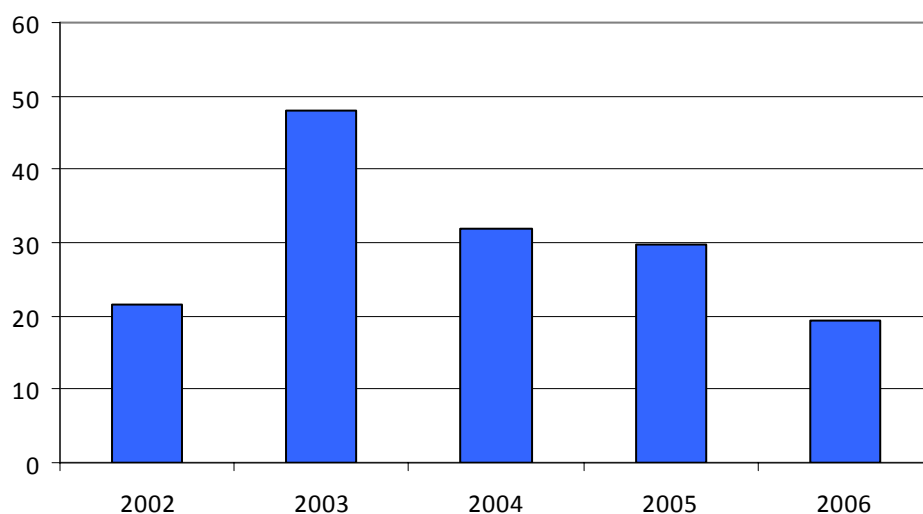
En minskande trend för indexet kan iaktas i flera av åarna, det tyder på en positiv utveckling av toxiciteten. Åarnas index ligger betydligt lägre än typområdenas bäckar, anledningen är att det tas under tio prov per år i åarna medan bäckarna i typområdena provtas ett tjugotal gånger per år. I bäckarna tas veckovisa samlingsprover medan åarna provtas momentant. De olika provtagningsmetoderna påverkar också utfallet. Halter av växtskyddsmedel i vattendrag

varierar generellt mycket på kort tid. Det visar bl.a. en undersökning som gjordes hösten 2006 inom den nationella miljöövervakningen (Adielsson et al., 2007). Då togs momentana prover under veckor när även samlingsprov togs och resultatet visade att halten under veckan kan variera så att den är både tio gånger högre och tio gånger lägre för enskilda substanser än i samlingsprovet. Vid momentan provtagning blir resultatet en ögonblicksbild av halterna i vattnet och det är svårt att säga något om hur representativt resultatet är. En annan faktor som påverkar är att man kan förvänta sig att hitta växtskyddsmedel i lägre koncentrationer i större vattendrag än vad som hittas i mindre vattendrag eftersom det finns en viss utspädningseffekt i de större vattendragen. Ytterligare en bidragande orsak är andelen åker, vilken är lägre i tre av de fyra åarna.



Figur 6. Indexet PTI beräknat för Gothemsån, Saxån, Skivarpsån och Vegeå per år för perioden 2002 till 2006.

Sammantaget för åarna visar beräkningarna att indexet först steg och sedan gick tillbaka, 2003 är det år som hade högst index (figur 7).



Figur 7. PTI beräknat för åarna sammanslagna per år.

Tabell 5 visar att diflufenikan bidrar mest till indexet för åarna samtliga år, ämnet återfinns också på listan över mest bidragande substanser för typområdenas bäckar. Fyra av de fem åren bidrar terbutylazin näst mest till indexet. DETA, som är en nedbrytningsprodukt till terbutylazin, finns också med bland de ämnen som bidrog mest fyra av åren. Som tidigare beskrivits så upphörde godkännandet för terbutylazin år 2003. Indexberäkningarna från typområdena visar att ämnet har haft ett lägre bidrag till indexet efter att det slutade användas. För åarna är det inte lika tydligt utan här dröjer det längre innan bidraget minskar, men 2006 är andelen lägre än tidigare år. Isoproturon finns med bland de ämnen som bidrar mest de senaste fyra åren, ämnet säljs i stora kvantiteter och används mot ogräs i stråsäd.

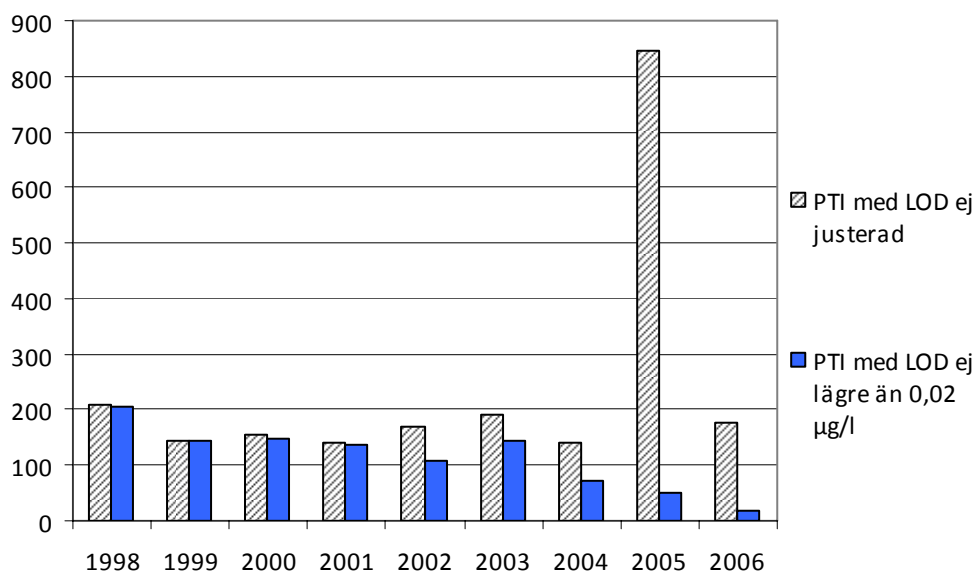
Den stora skillnaden jämfört med listan för bäckarna är att esfenvalerat inte finns med alls från åarna. Det har sin förklaring dels i provtagningsmetod, substansen påträffas enstaka gånger per år i bäckarna och sannolikheten är liten att ett momentanprov skulle tas precis när halten är över detektionsgränsen. Det kan också vara så att utspädningen gör att ämnet aldrig kommer upp i halter över detektionsgränsen i dessa större vattendrag. Metribuzin finns inte med bland substanserna som listas för åarna, utan kan antas utgöra ett mer lokalt problem där odling av potatis och köksväxter är mer dominerande.

Tabell 5 Substanser med störst årligt procentuellt bidrag till PTI för åarna. Substanser som tillsammans förklarar minst 80% av indexet är inkluderade i tabellen

År	Substans	Bidrag till PTI	År	Substans	Bidrag till PTI
2002	diflufenikan	46%	2005	diflufenikan	42%
	terbutylazin	24%		terbutylazin	19%
	DETA	14%		isoproturon	10%
2003				DETA	9%
	diflufenikan	38%	2006	diflufenikan	48%
	terbutylazin	19%		isoproturon	12%
	DETA	11%		terbutylazin	11%
	metazaklor	11%		metazaklor	9%
2004	isoproturon	10%			
	diflufenikan	50%			
	terbutylazin	15%			
	isoproturon	12%			
	DETA	7%			

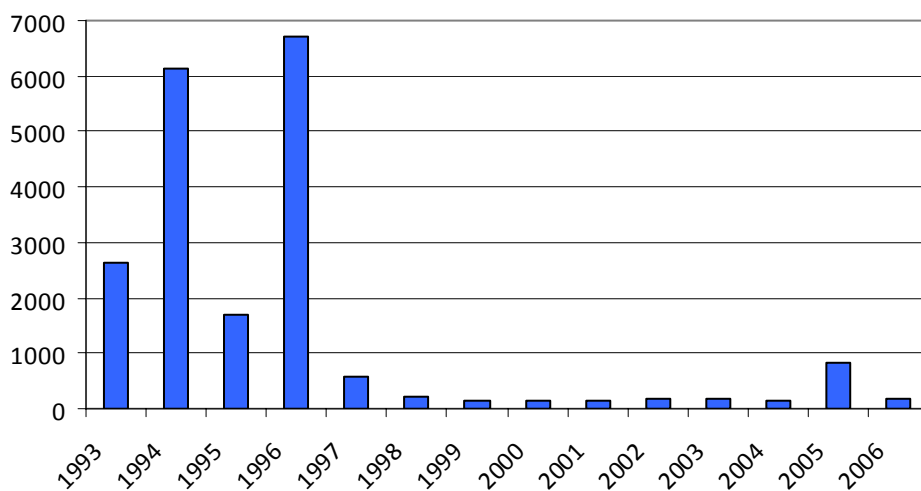
Trender

Indexberäkningar för typområdet i Skåne från 1998 visas i figur 8 (randiga staplar). Indexet ligger på ungefär samma nivå hela perioden, med undantag för år 2005. En beräkning som även inkluderar ämnen vars godkännande upphört tidigare än 1992 gjordes och den visade att indexet ökar något, men resultatet skiljer sig inte nämnvärt från det som visas i figur 8 med icke justerad detektionsgräns (randiga staplar). Med tanke på allt arbete för en säkrare användning av växtskyddsmedel skulle man förvänta sig att indexet sjunkit under den senaste tioårsperioden. Så är inte fallet enligt figur 8 och det beror på att analysmetoderna förbättrats. Detektionsgränsen är den lägsta koncentration som ett ämne kan påträffas i och denna gräns har sänkts för flertalet ämnen. Hur indexet skulle se ut om man förutsätter att detektionsgränsen inte sänkts ses också i figur 8 (blå staplar). Då visar indexet alltså på en minskning av toxiciteten i vattendraget.



Figur 8. Utvecklingen i Skåneområdet sedan 1998. Randig stapel visar PTI beräknat med aktuella detektionsgränser (LOD) och blå stapel visar PTI beräknat med antagandet att detektionsgränsen varit på samma nivå sedan 1998 (dvs. 0,02 µg/l).

När PTI beräknades för Skåneområdet för perioden 1993 till 2006 som är hela den tidsserie som det finns data för, så visar det att toxicitetsindexet har sjunkit i vattendraget sedan början av 90-talet (figur 9).



Figur 9. PTI beräknat för typområdet i Skåne för perioden 1993 till 2006.

En jämförelse mellan vilka substanser som dominerade toxicitetsindexet under första och andra halvan av mätperioden finns i tabell 6. Terbutylazin var mycket dominerande under den tidigare perioden medan den sedan bara utgör ca 5%. Substansens godkännande upphörde år 2003 i Sverige. Esfenvalerat är det dominerande ämnet för den senare perioden, det överrensstämmer med resultaten från typområdenas bäckar. Anledningen till att den inte finns

med i den tidigare perioden är främst att detektionsgränsen då var för hög. Diflufenikan påträffas också oftare och även det beror på en sänkning av detektionsgränsen.

Isoproturon har ett lägre bidrag i den senare perioden 2002-2006, samtidigt som användningen i Sverige har minskat med en tredjedel sedan den tidigare perioden. En annan anledning är att fler andra substanser hittas i den senare perioden och då blir det procentuella bidraget från just isoproturon mindre. Både betacyflutrin och imidaklopid är ämnen vars användning har ökat, vilket är en förklaring till att de endast hittas i den senare perioden. För betacyflutrin handlar det även om att detektionsgränsen har sänkts. Permetrin bidrog med tre procent under den senare perioden, men ämnet har endast påträffats två gånger under 2005, troligen kommer den då ej från användning inom jordbruket utan orsaken tros vara annan användning. Permetrin har ett lågt riktvärde som gör att det ger utslag även med få fynd.

Tabell 6. De substanser som hade det största bidraget, sammanlagt minst 90%, till PTI under perioderna 1998-2001 respektive 2002-2006, år och typområden sammantaget

Störst bidrag åren 1998-2001		Störst bidrag åren 2002-2006	
terbutylazin	68%	esfenvalerat	38%
isoproturon	15%	diflufenikan	13%
metazaklor	6%	betacyflutrin	6%
diflufenikan	5%	DETA	5%
		imidaklopid	4%
		terbutylazin	4%
		isoproturon	4%
		metazaklor	4%
		deltametrin	4%
		metribuzin	4%
		permetrin	3%
		MCPA	2%

De substanser som bidrar mest till toxicitetsindexet är inte de samma som de som påträffas oftast (tabell 6 och 7). Allra flest fynd, i båda perioderna, har gjorts av bentazon och det ämnet bidrar endast i liten utsträckning till indexet. Det beror på att ämnet har ett relativt högt riktvärde, 27 µg/l, och så höga koncentrationer av ett enskilt ämne har inte hittats inom miljöövervakningen de senaste tio åren. Glyfosat är det ämne som säljs mest i Sverige, och ämnet påträffas också i en stor del av proverna, men trots detta så är bidraget till toxicitetsindexet försumbart eftersom ämnet bedöms som ofarligt så länge koncentrationen inte överstiger 100 µg/l.

Tabell 7. Fem vanligaste substanser som påträffats åren 1998-2001 respektive 2002-2006

1998-2001	2002-2006
1 bentazon	1 bentazon
2 mekoprop	2 glyfosat*
3 isoproturon	3 MCPA
4 terbutylazin	4 isoproturon
5 MCPA	5 mekoprop

* = ingick ej i analyserna före 2002

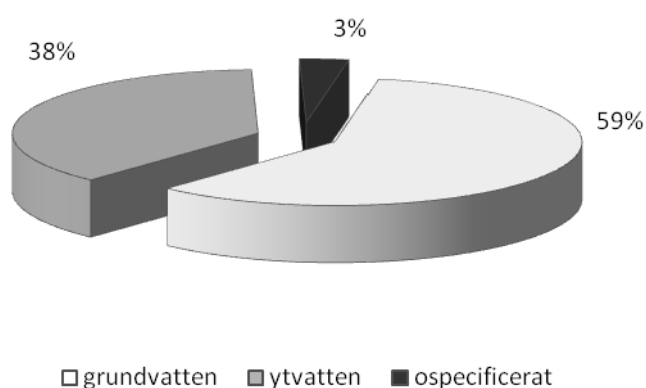
Miljötillståndet baserat på data från den regionala pesticiddatabasen

Resultaten i denna del av sammanställningen kommer från den regionala pesticiddatabas som finansieras av Naturvårdsverket och sköts av avdelningen för vattenvårdslära, SLU.

Redovisning av insamlingsförfarandet och strukturen på denna databas finns i olika rapporter (Adielsson et al., 2006 samt Törnquist et al., 2002).

I denna sammanställning inkluderas resultat från 7400 olika prover tillgängliga i databasen i oktober 2007. Samtliga län och drygt 80% av landets kommuner är representerade i materialet. Vattenprover tagna mellan 1985 och 2006 är inkluderade i sammanställningen, till skillnad från data från miljöövervakningen som redovisas i delen om toxicitetsindex. Dricksvattenprover från vattenverk har uteslutits från sammanställningen eftersom resultat från dessa prover mer kan bero på valet av reningsmetod snarare än miljöstatus.

Alla analyserade och påvisade substanser är inkluderade i sammanställningen enligt uppdraget. Substanser som har förbjudits i Sverige från och med 1992 markeras i tabeller och figurer. I vissa fall är fynden så kallade spårfynd och dessa fynd är inkluderade i relevanta figurer. Vid redovisning av enskilda substanser inkluderas endast de substanser som har analyserats fler än 500 ggr. Detta för att minska risken för att enskilda fynd av en substans med få analyser ska ges en för stor vikt.



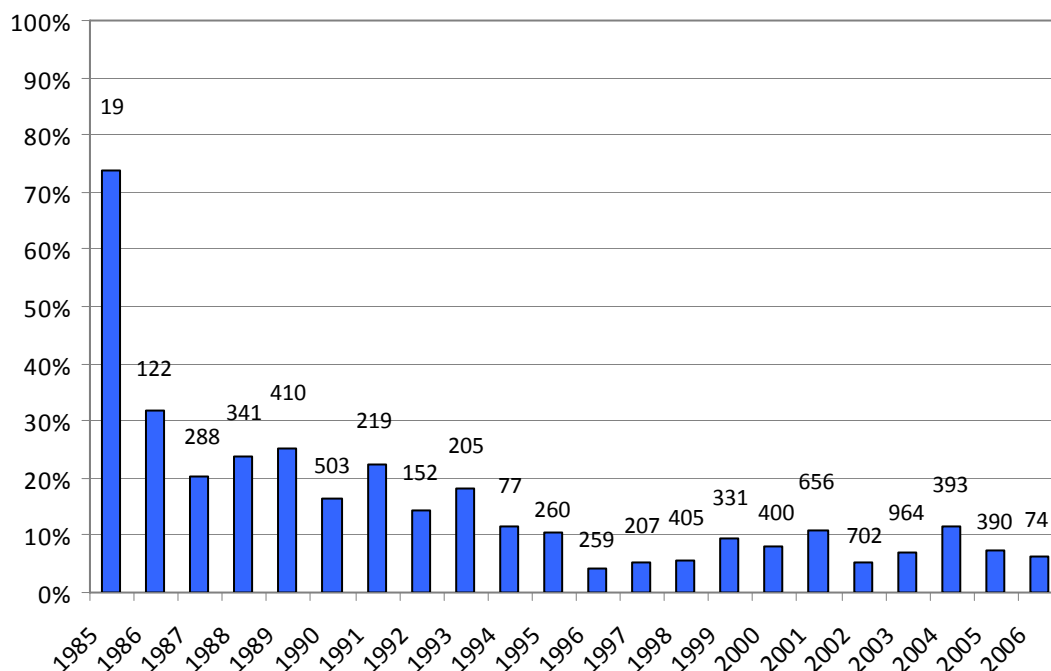
Figur 10. Fördelning av vattenprovernas ursprung, åren 1985-2006.

Vattenproverna delas in i kategorierna grundvatten eller ytvatten utifrån var de är tagna. Om det inte framgår om provet kommer grund- eller ytvatten hamnar provet i kategorin ospecificerat. Den största andelen prov kommer från grundvatten (figur 10). Andelen grundvattenprover har ökat med åren på bekostnad av ytvattenprover. Andelen ospecificerade prover har minskat något, detta pga att det oftast är äldre prover som är behäftade med osäkerhet om ursprung.

Ytvattenkategorin innehåller prover från vattendrag, sjöar, diken, dräneringsvatten och dagvatten. Grundvattenkategorin innehåller prover från kommunala dricksvattentäkter, enskilda brunnar eller prover ur grundvattenförekomster som inte används till dricksvatten.

Förekomst av växtskyddsmedel

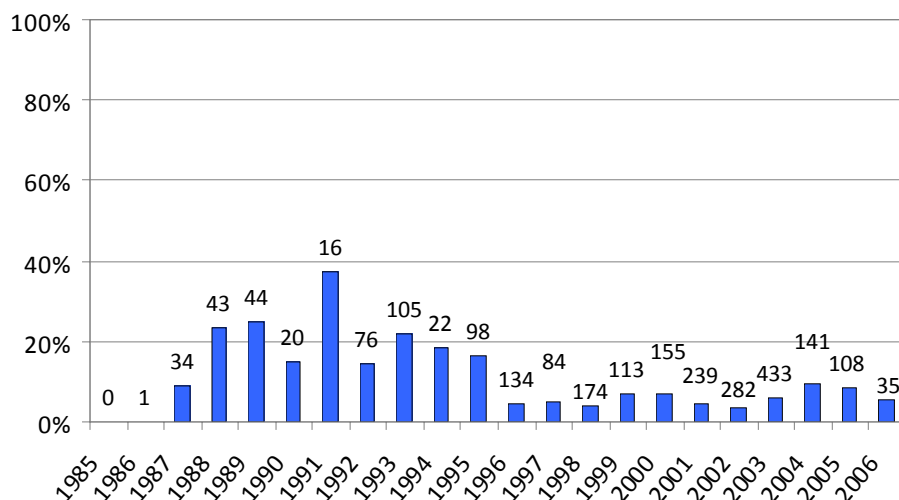
Andelen fynd med summahalter över 0,5 µg/l har minskat över åren (figur 11). Det kan delvis höra samman med att andelen grundvattenprover har ökat under åren. Generellt kan lägre koncentrationer i grundvatten än i ytvatten förväntas eftersom en viss rening av vatten sker när det rör sig genom markprofilen. Även en förändrad hantering av växtskyddsmedel under åren bör ha påverkat nedgången. Risken för punktkällor har minskat genom informationssatsningar på hantering av förpackningar, påfyllning och rengöring.



Figur 11. Fyndfrekvens för prover med total pesticidhalt över 0,5 µg/l. Ovanför staplarna ges det totala antalet prov tagna respektive år.

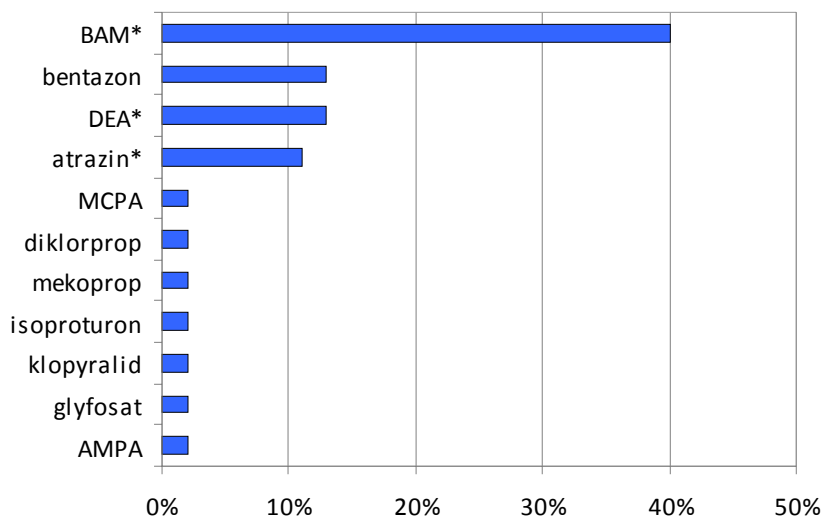
Grundvatten

För grundvatten ses en nedgång i antalet lokaler med summahalter över 0,5 µg/l (figur 12). Svårigheter att tolka resultaten beror på att antalet lokaler har ökat stort med åren. Ökningen av provtagna lokaler från mitten av 90-talet hänger samman med den tidigare dricksvattenförordningen (SLV, 1993) som föreskrev att råvattnet till dricksvatten skulle kontrolleras. I senaste dricksvattenförordningen (SLV, 2001) har detta krav tagits bort och fokus har flyttats till det vatten som når konsumenterna. Detta gör att man kan förvänta sig att de råvattenförekomster som ändå kontrolleras efter denna förändring i stor utsträckning är vatten med förmodade fynd.



Figur 12. Fyndfrekvens för grundvattenlokaler med totalhalter över 0,5 µg/l.

Den enskilda substans som står för flest överskridanden i grundvatten är BAM, nedbrytningsprodukt till diklobenil (figur 13). Tillsammans med atrazin och dess nedbrytningsprodukt DEA står de för tre fjärdedelar av de vanligaste påträffade substanserna i grundvatten över åren. Atrazin och diklobenil ingick i preparatet Totex strö, ett totalbekämpningsmedel som ofta användes på ytor med låg biologisk aktivitet och hög läckagebenägenhet, som grusytor, vägbanor och banvallar. Därmed var risken också stor att ämnena kunde transporteras ner till grundvattnet utan att brytas ned. När en förorening nått grundvattnet är den fortsatta nedbrytningen långsam och problemen med fynd kvarstår under lång tid.



Figur 13. Vanligaste substanserna som påvisats i grundvattenprover. Fyndfrekvens för substanser påträffade i mer än 2% av grundvattenproverna samt analyserade mer än 500 ggr. Asterisk (*) anger substanser förbjudna före 1993.

Många fler substanser har påträffats i grundvattnet, men dessa har en lägre fyndfrekvens. Glyfosat är den substans som används mest i Sverige, den står för en tredjedel av den totala användningen av växtskyddsmedel idag. Ämnet har påträffats i 2% av proverna där den analyserats.

Fynd från grundvatten jämföras i tabell 8 med den kvalitetsnorm som föreskrivs i EUs grundvattenförordning (European Commission, 2006b). Gränsvärdet som föreskrivs är 0,1 µg/l för enskilda substanser. BAM är den substans med flest antal fynd över gränsvärdet, 25% av fynden har överskridit det. Utvecklingen över tiden är svår att uttala sig om eftersom BAM knappt ingick i några analyser alls före 1992 och har analyserats mer än sju ggr så ofta efter 1998 än åren före. Substansen visar inga tecken på att minska i antal fynd, den påträffas i halter över gränsvärdet i samma utsträckning (ca 60% av fynden) alla år från och med 1995.

Tabell 8. Substanser påträffade i grundvatten, 1985-2006. Andel prov med fynd över 2%. Endast substanser som analyserats över 500 ggr inkluderade. Gränsvärdet är 0,1 µg/l

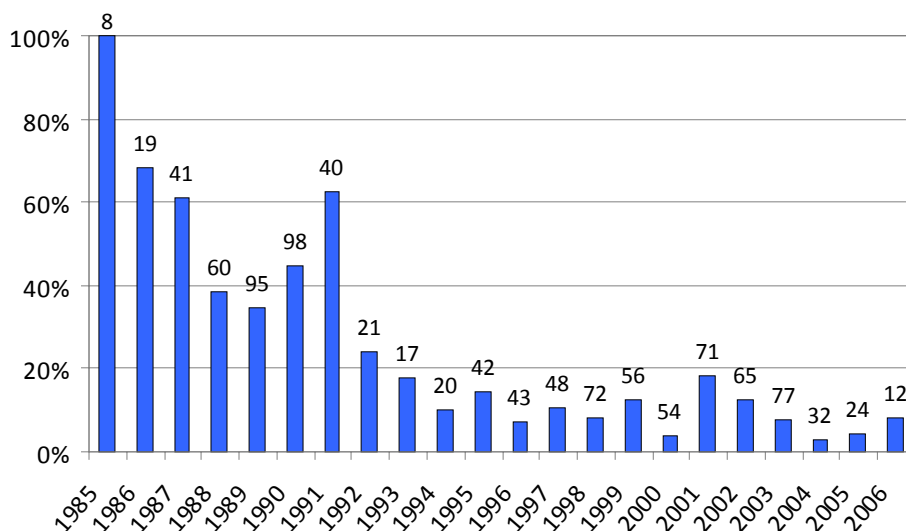
Substans	Antal prov	Andel prover med fynd	Det.gräns medianvärde µg/l	Maxhalt µg/l	Antal prover över gränsvärde	Andel prover över gränsvärde (%)
BAM*	3481	40%	0,01	5,4	859	25%
bentazon	2958	13%	0,05	280	183	6%
DEA*	2928	13%	0,05	23	139	5%
atrazin*	3230	11%	0,05	14	135	4%
MCPA	2936	2%	0,05	6,0	25	1%
diklorprop	2915	2%	0,05	23	40	1%
mekoprop	2910	2%	0,05	120	27	1%
isoproturon	2081	2%	0,05	0,12	2	0,1%
klopyralid	1705	2%	0,10	22	21	1%
glyfosat	728	2%	0,03	0,14	3	<0,5%
AMPA	698	2%	0,03	0,68	2	<0,5%

* Förbjuden före 1993

Hälften av samtliga analyserade substanser i grundvatten har varit tillåtna för användning i Sverige efter 1992. En femtedel av de analyserade ämnena har aldrig varit registrerade för användning i Sverige. Anledningen till att de ändå analyserats är att man tidigare utgick från analyslistor för bekämpningsmedel i livsmedel.

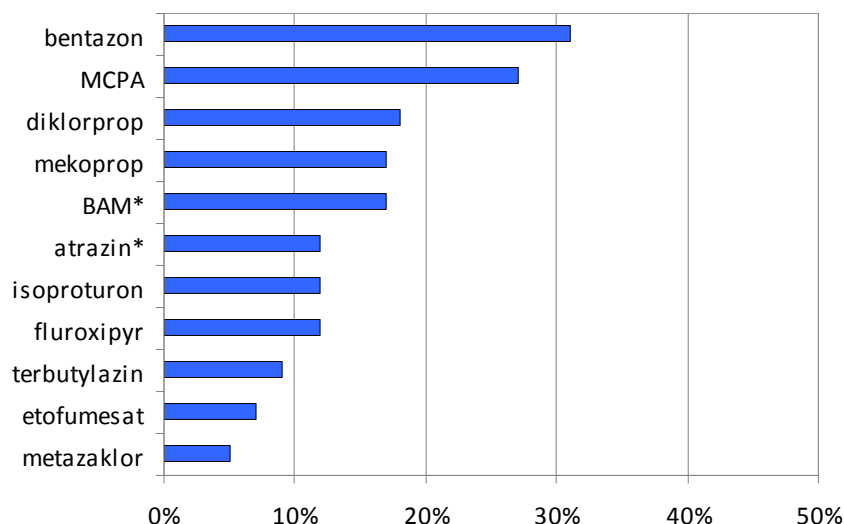
Ytvatten

För perioden 1985-2006 ses en minskning av ytvattenlokaler med summahalter över 0,5 µg/l (figur 14). Antalet provtagna lokaler har varit ganska konstant över åren, även om lokalerna själva har varierat. Minskningen kan vara en effekt av förändrad hantering av bekämpningsmedel och de informationssatsningar som genomförts i t.ex. halveringsprogrammen.

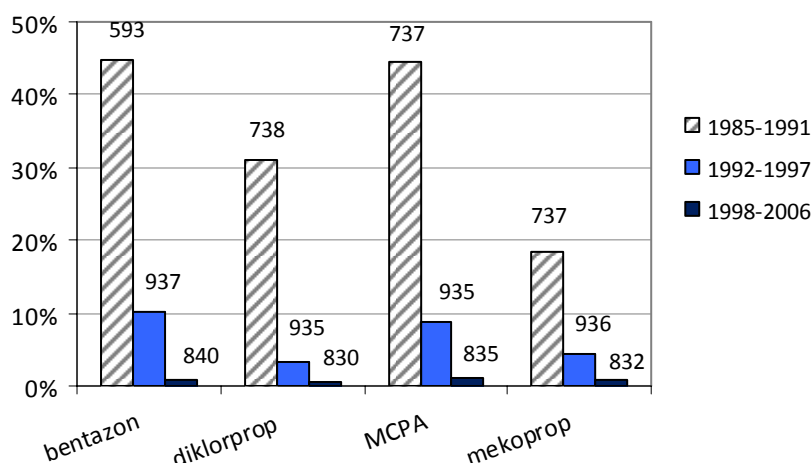


Figur 14. Fyndfrekvens för ytvattenlokaler med total summahalt över 0,5 µg/l.

De vanligaste substanserna som påträffas i ytvatten är bentazon, MCPA, diklorprop, mekoprop och BAM (figur 15), alla har påträffats i över 15% av proverna. Av dessa har BAM varit förbjuden sedan före 1992. De fem mest frekvent funna substanserna har även varit vanliga i halter över 0,1 µg/l. Det finns dock en tydlig nedåtgående trend att förekomsten av dessa substanser i halter över 0,1 µg/l har minskat när man jämför olika tidsperioder (figur 16). Antalet analyserade prover inom varje tidsperiod är relativt lika och därmed ökar jämförbarheten mellan perioderna. BAM är ej med i denna jämförelse eftersom den inkluderades i analyser i större utsträckning från 1998, och inte alls ingick före 1992.



Figur 15. Fyndfrekvens för substanser påträffade i mer än 5% av ytvattenproverna samt analyserade mer än 500 ggr. Asterisk (*) visar substanser förbjudna före 1993.



Figur 16. Fyndfrekvens för de vanligaste förekommande substanserna i ytvatten i halter över 0,1 µg/l för tre olika tidsperioder. Ovan staplarna ges det totala antalet prover för varje tidsperiod.

De elva vanligaste substanserna redovisas även i tabell 9, där maxhalter samt överskridande av riktvärde redovisas. Riktvärdena som använts är desamma som i delen om toxicitetsindex och som redovisas i bilagan. Terbutylazin är den substans som har påträffats flest gånger i halter över sitt riktvärde. Substansen har endast påträffats två gånger i halter över riktvärdet efter 2003 (året då den förbjöds) och problemet med överskridanden kan förväntas minska. Atrazin har inte påträffats över riktvärdet efter 1991.

Tabell 9. Substanser påträffade i ytvatten 1985-2006. Andel prov med fynd över 5%. Endast substanser som analyserats minst 500 ggr inkluderade. Riktvärden finns som bilaga.

Substans	Antal prov	Andel prover med fynd	Det.gräns medianvärde µg/l	Maxhalt µg/l	Antal prover över riktvärde	Andel prover över riktvärde (%)
bentazon	2370	31%	0,05	80	1	<0,5%
MCPA	2507	27%	0,05	100	8	3%
diklorprop	2503	18%	0,10	230	10	<1%
mekoprop	2505	17%	0,10	23	2	0,1%
BAM*	1112	17%	0,05	0,11	-	-
atrazin*	1839	12%	0,10	3,0	28	2%
isoproturon	1169	12%	0,05	6,6	11	1%
fluroxipyr	928	12%	0,05	2,0	-	-
terbutylazin	1860	9%	0,10	20	103	6%
etofumesat	753	7%	0,05	0,3	-	-
metazaklor	1761	5%	0,03	25	38	2%

* Förbjuden före 1993

Hälften av alla substanser som analyserats över åren i ytvatten är tillåtna idag eller har förbjudits först efter 1992. En femtedel av substanserna har inte haft någon registrerad användning som växtskyddsmedel i Sverige. Detta hänger till stor del ihop med att de tidigaste analyslistorna för pesticidanalyser i vatten utgick från listor för kontroll av bekämpningsmedel i livsmedel, där det pga importen täcker upp mer internationellt intressanta substanser.

Referenser

Adielsson S., Törnquist M. Asp J. & Kreuger J. 2006. Sammanställning av den generella databasen. Teknisk rapport 102. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Adielsson S., Törnquist M. & Kreuger J. 2007. Bekämpningsmedel (växtskyddsmedel) i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2006. Ekohydrologi 99, Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Asp J., Kreuger J. & Ulén B. 2004. Riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten. Ekohydrologi 82. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Asp J. & Kreuger J. 2004. Indikator baserad på riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten. Förslag på utformning och redogörelse för underlag. Ekohydrologi 83, Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Ekologgruppen. 2006. Saxån – Braån. Vattenkontrollen 2005. Årsrapport. Ekologgruppen i Landskrona AB. Fler årssammanställningar finns tillgängliga. Data inlagt i regionala pesticiddatabasen vid SLU.

European Commission. 2006a. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC. COM(2006) 397 final.

European Commission. 2006b. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration.

Kemikalieinspektionen. 2004. Riktvärden för ytvatten. 2007-10-25.
http://www.kemi.se/templates/Page_3294.aspx

Kemikalieinspektionen. 2007. Maria Linderöth (pers. comm.).

Ludvigsen G.H. & Lode O. 2005. Tap av pesticider fra jordbruksareal – utvikling over tid. Resultater fra Jord- og vannovervåking i landbruket 2004. Jordforsk rapport nr 97/05.

MHK & Lst Gotland. Miljöövervakning Gothemsån. Årliga rapporter. Leif Söderström (pers. comm.). Resultaten inlagda i regionala pesticiddatabasen löpande under åren.

Munn M.D. & Gilliom R.J. 2001. Pesticide Toxicity Index for Freshwater Aquatic Organisms. U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report 01-4077. National Water-Quality Assessment Program, Sacramento, California.

Norberg H. 2004. Riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten. Beskrivning av den svenska metoden. Kemikalieinspektionen.

Otte A.J. & Evers C.H.M. 2005. Bestrijdingsmiddelenrapportage 2005. He voorkomen van bestrijdingsmiddelen in het Nederlandse oppervlaktewaer in de jaren 2001-2003. Eindrapport 9P4561, Royal Haskoning, 's Hertogenbosch.

Saxån-Braåns vattenvårdskommitté. Årliga rapporter inom vattenkontrollprogrammet. Olle Nordell (pers.comm.).

Schrap S.M., Tienitsch J. & Staeb J.A. 2006. Bestrijdingsmiddelenscreening in de rijkswateren. Honderden bestrijdingsmiddelen in 2005. Lelystad, RIZA, rapport 2006.020. ISBN 9036913551.

SLV. 1993. Statens livsmedelsverks kungörelse om ändring i kungörelsen SLV FS 1989:30 med föreskrifter och allmänna råd om dricksvatten. SLV FS 1993:35.

SLV. 2001. Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten. SLV FS 2001:30

Törnquist M., Kreuger J. & Ulén B. 2002. Förekomst av bekämpningsmedel i svenska vatten 1985-2001. Sammanställning av en databas. Ekohydrologi 65. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Bilaga

Riktvärden som inkluderas i beräkningarna samt deras ursprung

Substans	Riktvärde (µg/l)	Anmärkning
aklonifen	0,2	Keml 2007 ^a
alfacypermetrin	0,001	Keml 2004 ^b
amidosulfuron	0,2	Keml 2004
AMPA	500	Keml 2004
azoxystrobin	0,9	Keml 2004
benazolin	325	Holland ^c
bentazon	27	Keml 2007
betacyflutrin	0,0001	Keml 2004
bitertanol	0,3	Keml 2004
cyanazin	1	Keml 2007
cyflutrin	0,0014	Holland
cyprodinil	0,2	Keml 2004
deltametrin	0,0002	Keml 2004
DETA	0,02	Keml 2007
diflufenikan	0,0045	Keml 2007
dikamba	0,13	Holland
diklorprop	10	Keml 2007
dimetoat	0,7	Keml 2007
endosulfan-sulfat	0,005	EQS ^d
esfenvalerat	0,0001	Keml 2004
etofumesat	30	Keml 2004
ETU	40	Keml 2004
fenitroton	0,009	Keml 2004
fenmedifam	2	Keml 2004
fenoxaprop-P	2	Keml 2004, gäller egentligen för fenoxaprop-P-etyl
fenpropimorf	0,2	Keml 2007
flamprop	19	Norge ^e
fluazinam	0,4	Keml 2004
fluroxipyr	100	Keml 2004, gäller egentligen fluroxipyr
flurtamon	0,1	Keml 2004
glyfosat	100	Keml 2007
hexazinon	0,56	Holland
imazalil	5	Keml 2004
imidaklopid	0,013	Holland
iprodion	0,2	Keml 2004
isoproturon	0,3	Keml 2004
jodsulfuronmetylnatrium	24	Holland
karbofuran	0,3	Keml 2004
karfentrazonsyra	0,06	Keml 2004, gäller egentligen för karfentrazonetyl
klopyralid	50	Keml 2004
klordazon	3	Keml 2004
kvinmerak	100	Keml 2004
MCPA	1,1	Keml 2007
mekoprop	20	Keml 2004
metabentiazuron	1	Keml 2004
metalaxyl	60	Keml 2004
metamitron	10	Keml 2007
metazaklor	0,2	Keml 2004
metribuzin	0,079	Keml 2007

Substans	Riktvärde (µg/l)	Anmärkning
metsulfuronmetyl	0,016	Keml 2007
permetrin	0,0003	Holland
pirimikarb	0,09	Keml 2007
prokloraz	1,3	Holland
propikonazol	7	Keml 2004
propyzamid	10	Keml 2004
prosulfokarb	0,9	Keml 2004
rimsulfuron	0,01	Keml 2004
simazin	1	EQS
sulfosulfuron	0,05	Keml 2007
terbutryn	0,05	Holland
terbutylazin	0,02	Keml 2007
tifensulfuronmetyl	0,05	Keml 2007
tolyfluanid	0,2	Keml 2004
tribenuronmetyl	0,1	Keml 2007
triflursulfuronmetyl	0,03	Keml 2004

Substanser förbjudna före 1993 och som inkluderas i delen om miljöeffekter

Substans	Riktvärde (µg/l)	Anmärkning
2,4-D	26	Holland
atrazin	0,6	EQS
BAM	1000	Holland
DEA	0,6	EQS
DIPA	0,6	EQS
diuron	0,2	EQS
HCH-alfa	0,02	EQS
lindan	0,02	EQS

^a Kemikalieinspektionen, 2007.

^b Kemikalieinspektionen, 2004.

^c Staeb et al. 2006 & Otte et al., 2005.

^d European Commission, 2006.

^e Ludvigsen & Lode, 2005.