



Jeanette Asp, Jenny Kreuger och Barbro Ulén

## Riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten

- Hur tas riktvärden fram och hur tillämpas de internationellt?
- Hur förhåller sig svenska riktvärden till uppmätta halter i ytvatten?
- Förslag till hur de svenska värdena ska tillämpas

Uppsala 2004



(Foto: J. Asp, 2004)

---

**Ekohydrologi 82**

**Uppsala 2004**

**Institutionen för markvetenskap  
Avdelningen för vattenvårdslära  
Swedish University of Agricultural Sciences  
Division of water Quality Management**

**ISRN SLU-VV-EKOHYD--82--SE  
ISSN 0347-9307**

---





Jeanette Asp, Jenny Kreuger och Barbro Ulén

## Riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten

- Hur tas riktvärden fram och hur tillämpas de internationellt?
- Hur förhåller sig Svenska riktvärden till uppmätta halter i ytvatten?
- Förslag till hur de svenska värdena ska tillämpas

Uppsala 2004

---

**Ekohydrologi 82**

**Uppsala 2004**

**Institutionen för markvetenskap  
Avdelningen för vattenvårdslära  
Swedish University of Agricultural Sciences  
Division of water Quality Management**

**ISRN SLU-VV-EKOHYD--82--SE  
ISSN 0347-9307**

---



## ***Water Quality Standards for pesticides in surface waters***

*-How are they derived and applied worldwide?*

*-How do Swedish WQS compare to measured concentrations in surface waters?*

*-Recommendations for practical use of Swedish WQS*

### **Abstract**

Within the EU, different systems for deriving Water Quality Standards (WQS) of pesticides are being used. The Water Framework Directive 2000/60/EG is intended to refine and harmonize water quality monitoring in member states, as well as the methodology for deriving WQS.

Detection of a pesticide in the aquatic environment using sensitive analytical methods does not necessarily mean harmful effects on aquatic organisms. In order to determine the possible risks of pesticide exposure, the detected concentration should be related to the toxic effect on a number of different organisms. Hence, WQS are used as a tool to assess the potential effects pesticides may have on aquatic life after being transported to the aquatic environment.

Deriving WQS for pesticides in surface waters is part of the Swedish government's strategy to achieve its environmental goals. The Swedish Chemicals Inspectorate (KemI) has therefore derived Swedish WQS for 102 pesticides, published on the internet on 28 April 2004 ([www.kemi.se](http://www.kemi.se), select the following headlines: Bekämpningsmedel; Växtskyddsmedel; Växtskyddsmedel i Sverige; Riktvärden för ytvatten). The Swedish term for WQS is Guideline Values (Riktvärden).

Published WQS are all mainly based on ecotoxicological studies. However, the review of the international literature presented in this report demonstrates that both methodology and environmental policy vary quite considerably between different countries as a result of varying levels of ambition. As a consequence WQS for pesticides can differ substantially among investigated countries.

This review describes the methodology used for deriving WQS in Sweden, Norway, Germany, the Netherlands, the United Kingdom, Canada and the United States. It also includes information about the proposed way of deriving standards on an EU-level. Extrapolation of ecotoxicological information derived under laboratory conditions to the ecosystem level under field conditions is always associated with a certain degree of uncertainty. Most countries generally use 'uncertainty factors', which means that a possibly 'safe' concentration is lowered by a factor of between 10 and 1000 depending on the type and quality of the data evaluated. The magnitude of the factor employed and the way it is applied vary among different countries. The Swedish method of deriving WQS is mainly based on the Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances (TGD), where fixed guidelines stipulate how to apply these factors. In contrast, uncertainty factors in the UK, are adjusted by experts from case to case.

A WQS is derived to protect the aquatic life. This standard can either be expressed as a single value that should not be exceeded or as multiple values with one protecting from continuous

exposure and one from transient exposure. The Annual Average (AA) and the Maximum Allowable Concentration (MAC) are examples of values used in the UK. The US Criterion Continuous Concentration (CCC) value is derived from chronic toxicity data. It expresses the highest concentration that should not be exceeded to protect aquatic life during continuous exposure. In addition, the US Criteria Maximum Concentration (CMC) is derived from acute toxicity data, to protect against transient exposure. On the other hand, a Swedish WQS expresses a single value that is calculated based on both acute and chronic studies.

Substances with low water solubility tend to move away from the aquatic phase to associate with particulate matter and accumulate in bottom sediments. Bottom sediments also provide a habitat for aquatic organisms and consequently sediments may also act as long-term sources of these substances to the aquatic organisms. In the Netherlands, Maximum Permissible Concentrations (MPCs) have been derived for sediment, soil and water. When independently derived MPCs are available, MPCs for water and sediment or water and soil are harmonized with a formula using equilibrium partitioning. The method is used to ensure that an MPC in one environmental compartment does not lead to MPCs being exceeded in another compartment due to exchange processes. While available data are few, MPCs for soil and sediments have in many cases been derived from MPCs in water, by applying an equilibrium partitioning method. In Sweden, as in most other countries, WQS were derived only for the aquatic phase.

In some countries surface waters are subdivided into different categories based on its intended use. Each category of water is then provided with different quality requirements. In Canada, Germany and the US, waters are commonly categorised as fishery waters, consumption waters, recreational waters and/or waters for agricultural uses, all with different WQS. Social, economic and technical factors are additional factors evaluated. In Canada, WQS are developed on a national level to provide basic scientific information. However, these values are then developed further, adjusting the WQS to local species and site-specific factors.

Clear instructions for the collection of monitoring data, or conditions to be fulfilled for a practical use of WQS have not been established in any of the countries studied. However, application of WQS is commonly based on some form of long-term and systematic monitoring. In minor surveys with occasional grab samples the measured pesticide concentrations tend to be very random. When relating measured concentrations to WQS it is important to keep in mind that pesticide concentrations can change very rapidly. A high frequency of measurements is necessary to cover these rapid changes. As a result, when calculating an average pesticide concentration to compare against a WQS protecting from continuous exposure (e.g. the Annual Average used in the UK) it is important that the average value is based on a reasonable number of individual values (reflecting the fluctuating concentrations at the location) as well as a clear account of the number of individual values the average concentration is based on.

Although toxicity tests performed during a specific time period constitute the foundation of the WQS, their application should reflect the design of the toxicity studies. Using acute WQS as a complement to chronic versions, and using monitoring equipment with the capacity to determine both mean concentration during a longer period and the highest concentration during this period, would allow the durability of the toxicity studies to be better correlated with the measured data.

A review of two Swedish databases including pesticide monitoring data at the Division of Water Quality Management (Swedish University of Agricultural Sciences) showed that during recent years (1985-2001 and 1998-2003), 16 and 22 substances respectively, exceeded Swedish WQS. The pesticides detected at higher concentrations than WQS mainly belonged to the herbicide group (e.g. terbutylazine, isoproturon, sulfosulfuron, metazachlor, metribuzin and metamidon). Certain pesticides have a WQS that is lower than the analytical detection limit, thereby hampering the potential to actually evaluate possible effects in the environment (e.g. esfenvalerate, deltamethrin and cypermethrin). Also, some pesticides are more difficult than others to include in the more general analytical methods. Thus, the practical use of Water Quality Standards is to some extent limited by the lack of analytical methods for certain pesticides and also due to inadequate analytical detection limits. The latter applied to 16% and 26% of substances analysed in the respective Swedish databases and the substances involved were mainly insecticides (pyrethroids). On the other hand about 20 substances detected in Swedish waters do not have a Swedish WQS (e.g. cyfluthrin, dicamba, ioxinil and prochloraz).

# Innehållsförteckning

|  |           |
|--|-----------|
| <b><u>SAMMANFATTNING.....</u></b>  | <b>12</b> |
| <b><u>FÖRKORTNINGAR OCH ORDFÖRKLARINGAR.....</u></b>                           | <b>15</b> |
| <b><u>1 INLEDNING.....</u></b>   | <b>19</b> |
| 1.1 SYFTE .....  | 19        |
| 1.2 MATERIAL OCH METOD .....   | 19        |
| <b><u>2 BAKGRUND .....</u></b>   | <b>20</b> |
| 2.1 VAD ÄR BEKÄMPNINGSMEDEL? .....   | 20        |
| 2.2 BEKÄMPNINGSMEDLENS TRANSPORT TILL YTVATTEN .....                           | 20        |
| 2.3 FAKTORER SOM PÅVERKAR HALTEN AV BEKÄMPNINGSMEDEL I VATTENDRAG.....         | 21        |
| 2.4 RISKER MED BEKÄMPNINGSMEDEL I YTVATTEN.....                                | 21        |
| 2.5 RIKTVÄRDEN .....   | 22        |
| <b><u>3 HUR TAS RIKTVÄRDEN FRAM?.....</u></b>                                  | <b>23</b> |
| 3.1 KRAV PÅ DATAUNDERLAGETS KVALITET OCH KVANTITET .....                       | 23        |
| 3.2 KRONISKA TEST OCH AKUTTEST .....   | 23        |
| 3.2.1 AKUT TOXICITET.....  | 23        |
| 3.2.2 KRONISK TOXICITET .....  | 23        |
| 3.2.3 ANVÄNDNING AV KRONISKA OCH AKUTA VÄRDEN I BERÄKNING AV RIKTVÄRDEN .....  | 24        |
| 3.3 TESTENS UTFORMNING .....   | 24        |
| 3.4 TESTORGANISMER .....   | 25        |
| 3.5 RIKTVÄRDEN KAN VARA GENERELLA ELLER BERÄKNAS FÖR SALT- OCH SÖTVATTEN ..... | 25        |
| 3.6 VARIATION I KÄNSLIGHET .....   | 26        |
| 3.7 ÖVRIGA FAKTORER ATT BEAKTA .....   | 26        |
| 3.7.1 BIOACKUMULERBARHET OCH PERSISTENS .....                                  | 26        |
| 3.7.2 FÄLTSTUDIER.....   | 27        |
| 3.7.3 ACR.....   | 27        |
| 3.7.4 QSAR .....   | 27        |
| 3.7.5 KOMBINERAD TOXICITET.....  | 27        |
| 3.7.6 ENDOKRINA SUBSTANSER.....  | 28        |
| 3.7.7 BIOTILLGÄNGLIGHET.....   | 28        |
| 3.7.8 PH-VÄRDE OCH FENOXYSYROR .....   | 29        |
| 3.8 BERÄKNING AV RIKTVÄRDEN .....  | 30        |
| 3.8.1 TILLÄMPNING AV OSÄKERHETSFAKTORER.....                                   | 30        |
| 3.8.2 STATISTISK MODELL .....  | 31        |
| 3.9 SKILLNADER MELLAN OLIKA LÄNDERS RIKTVÄRDEN .....                           | 32        |
| 3.10 INTERNATIONELLA UTBLICKAR, HUR TILLÄMPAS RIKTVÄRDEN? .....                | 33        |
| 3.10.1 RISKBASERADE VÄRDEN SOM UNDERLAG TILL RIKTLINJER.....                   | 33        |
| 3.10.2 RIKTVÄRDEN UTGÖR MÅLSÄTTNINGAR OCH UPPFÖLJNINGSTRUMENT.....             | 33        |
| 3.10.3 ATT KONTROLLERA EFTERLEVNAD AV RIKTVÄRDEN.....                          | 34        |
| <b><u>4 AMERIKANSKA WATER QUALITY CRITERIA .....</u></b>                       | <b>37</b> |



|  |           |
|--|-----------|
| <b>4.1 DEFINITIONER</b> .....                                | <b>37</b> |
| 4.1.1 INDELNING I ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN (DU) .....             | 37        |
| 4.1.2 WATER QUALITY CRITERIA (WQC).....                      | 38        |
| 4.1.3 POLICY.....  | 38        |
| <b>4.2 MATRISER OCH ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN</b> .....            | <b>38</b> |
| 4.2.1 HUMAN HEALTH AMBIENT WATER QUALITY CRITERIA .....      | 38        |
| 4.2.2 AQUATIC LIFE AMBIENT WATER QUALITY CRITERIA .....      | 39        |
| 4.2.2.1 TESTORGANISMER .....                                 | 39        |
| 4.2.2.2 BERÄKNING AV AKUTA OCH KRONISKA KONCENTRATIONER..... | 40        |
| 4.2.2.3 CRITERIA MAXIMUM CONCENTRATION (CMC).....            | 40        |
| 4.2.2.4 CRITERION CONTINUOUS CONCENTRATION (CCC) .....       | 41        |
| <b>4.3 TILLÄMPNING</b> .....                                 | <b>42</b> |
| 4.3.1 TOTALKONCENTRATION .....                               | 42        |
| 4.3.2 JÄMFÖRELSE MED UPPMÄTTA HALTER .....                   | 42        |
| 4.3.3 SÅ ANVÄNDS WQC.....                                    | 42        |

## **5 KANADENSISKA RIKTLINJER FÖR VATTENKVALITET (CWQG)..... 44**

|  |           |
|--|-----------|
| <b>5.1 RIKTLINJER FÖR SKYDD AV AKVATISKT LIV</b> .....                           | <b>44</b> |
| 5.1.1 TESTORGANISMER .....   | 44        |
| 5.1.2 KRONISK OCH AKUT TOXICITETSDATA.....                                       | 45        |
| 5.1.3 OSÄKERHETSFAKTOR .....   | 45        |
| <b>5.2 VATTENKVALITET FÖR JORDBRUKETS VATTENANVÄNDNING</b> .....                 | <b>45</b> |
| <b>5.3 RIKTVÄRDEN FÖR SEDIMENTKVALITET</b> .....                                 | <b>45</b> |
| <b>5.4 RIKTVÄRDEN FÖR DRICKSVATTEN</b> .....                                     | <b>46</b> |
| <b>5.5 TILLÄMPNING AV KANADENSISKA RIKTVÄRDEN</b> .....                          | <b>46</b> |
| 5.5.1 LOKALT ANPASSADE RIKTVÄRDEN.....   | 46        |
| 5.5.2. SPECIFIKA FAKTORER VID FRAMTAGANDE AV LOKALA RIKTVÄRDEN FÖR ALBERTA ..... | 48        |
| 5.5.3 WATER QUALITY INDEX.....   | 49        |
| 5.5.4 KLASSIFICERING AV VATTENKVALITET MED UTGÅNGSPUNKT FRÅN WQI.....            | 51        |

## **6 KANADENSISKA RIKTVÄRDEN FÖR SEDIMENT (CSQG) ..... 52**

|  |           |
|--|-----------|
| <b>6.1 METODER FÖR ATT TA FRAM SQG</b> .....   | <b>52</b> |
| 6.1.1 NATIONAL STATUS AND TRENDS PROGRAM.....  | 52        |
| 6.1.2 SPIKED-SEDIMENT TOXICITY TEST .....  | 53        |
| <b>6.2 OSÄKERHETSFAKTORER</b> .....  | <b>54</b> |
| <b>6.3 INTERIMISTISKA GUIDELINES</b> .....   | <b>54</b> |
| <b>6.4 BIOACKUMULERING</b> .....   | <b>54</b> |
| <b>6.5 TILLÄMPNING</b> .....   | <b>55</b> |
| 6.5.1 TOTAL KONCENTRATION .....  | 55        |
| 6.5.2 KRINGVARIABLER NOTERAS.....  | 55        |
| 6.5.3 SÅ ANVÄNDS KONCENTRATIONSGRÄNSERNA .....   | 55        |
| 6.5.4 BIOLOGISKA EFFEKTER INDELAS I TRE KLASSER.....   | 55        |
| 6.5.5 SEDIMENT QUALITY GUIDELINES LIGGER TILL GRUND FÖR LOKALA SEDIMENT QUALITY OBJECTIVES ..... | 56        |

## **7 HOLLÄNDSKA MAXIMALT TILLÅTNA KONCENTRATIONER (MPC) OCH NEGLIGERBARA KONCENTRATIONER (NC) ..... 57**

|  |           |
|--|-----------|
| <b>7.1 MATRISER</b> .....  | <b>57</b> |
| <b>7.2 STATISTISK EXTRAPOLERINGSMETOD VID BERÄKNING AV MCP-VÄRDEN FÖR VATTEN</b> ..... | <b>57</b> |

|   |                  |
|---|------------------|
| 7.2.1 KRONISK TOXICITETSDATA .....  | 58               |
| 7.2.2 BERÄKNINGAR .....   | 58               |
| 7.2.3 VARIATION I KÄNSLIGHET .....  | 58               |
| <b>7.3 'MODIFIERAD EPA-METOD' .....</b>   | <b>59</b>        |
| 7.3.1 KRONISK TOXICITETSDATA .....  | 59               |
| 7.3.2 TESTORGANISMER OCH OSÄKERHETSFAKTORER .....   | 59               |
| <b>7.4 FENOKSYROR OCH PH-VÄRDE .....</b>  | <b>59</b>        |
| <b>7.5 BERÄKNING AV MPC-VÄRDEN FÖR SEDIMENT .....</b>                                       | <b>60</b>        |
| 7.5.1 ANTAGANDE FÖR TILLÄMPNING AV JÄMVIKTSMODELL .....                                     | 60               |
| 7.5.2 MPC - VÄRDET FÖR SEDIMENT UTTRYCKTS FÖR STANDARDSEDIMENT .....                        | 60               |
| <b>7.6 BIOACKUMULERING .....</b>  | <b>61</b>        |
| <b>7.7 KOMBINERAD TOXICITET .....</b>   | <b>61</b>        |
| <b>7.8 TILLÄMPNING.....</b>   | <b>61</b>        |
| 7.8.1 MILJÖKVALITETSSTADARD (EQS) FASTSTÄLLS UTIFRÅN GRÄNSVÄRDEN FÖR MILJÖRISKER (ERL)..... | 61               |
| 7.8.2 JÄMFÖRELSE MED UPPMÄTTA HALTER .....  | 62               |
| 7.8.3 MILJÖÖVERVAKNING.....   | 62               |
| <br>  |                  |
| <b><u>8 EUROPEISKA RIKTLINJER OCH NORSKA MILJÖFARLIGHETSINDEX (MFI).....</u></b>            | <b><u>63</u></b> |
| <br>  |                  |
| <b>8.1 TOXICITETSDATA I NORGE .....</b>   | <b>63</b>        |
| <b>8.2 TILLÄMPNING I NORGE .....</b>  | <b>64</b>        |
| <b>8.3. MILJÖÖVERVAKNING .....</b>  | <b>64</b>        |
| <br>  |                  |
| <b><u>9 MILJÖKVALITETSSTANDARDER I STORBRITANNIEN (EQS) .....</u></b>                       | <b><u>65</u></b> |
| <br>  |                  |
| <b>9.1 BERÄKNING AV MILJÖKVALITETSSTANDARDER .....</b>                                      | <b>65</b>        |
| 9.1.1 BERÄKNING AV AKUTA OCH KRONISKA EQS .....   | 65               |
| 9.1.2 OSÄKERHETSFAKTORER .....  | 66               |
| <b>9.2 INTERIMISTISKA STANDARDER .....</b>  | <b>66</b>        |
| <b>9.3 BIOACKUMULERING .....</b>  | <b>66</b>        |
| <b>9.4 KOMBINERAD TOXICITET .....</b>   | <b>67</b>        |
| <b>9.5 TILLÄMPNING.....</b>   | <b>67</b>        |
| 9.5.1 MILJÖÖVERVAKNING.....   | 67               |
| <br>  |                  |
| <b><u>10 TYSKA KVALITETSMÅL (QT).....</u></b>   | <b><u>68</u></b> |
| <br>  |                  |
| <b>10.1 PRIORITERING AV SUBSTANSER .....</b>  | <b>68</b>        |
| <b>10.2 MATRISER.....</b>   | <b>68</b>        |
| <b>10.3 METOD FÖR BERÄKNING AV QUALITY TARGETS .....</b>                                    | <b>68</b>        |
| 10.3.1 TESTORGANISMER OCH TOXICITETSDATA .....  | 69               |
| 10.3.2 OSÄKERHETSFAKTORER .....   | 69               |
| <b>10.4 INTERIMISTISKA QT .....</b>   | <b>70</b>        |
| <b>10.5 BIOACKUMULERANDE SUBSTANSER .....</b>   | <b>70</b>        |
| <b>10.6 TILLÄMPNING .....</b>   | <b>70</b>        |
| 10.6.1 JÄMFÖRELSE MED UPPMÄTTA HALTER .....   | 71               |
| 10.6.1.1 KLASSIFICERING AV KEMISK KVALITET.....   | 71               |
| 10.6.2 ÖVERVAKNING .....  | 71               |
| <br>  |                  |
| <b><u>11 EU-GEMENSAMMA QUALITY STANDARDS FÖRESLAGNA AV FRAUENHOFER INSTITUTE .....</u></b>  | <b><u>73</u></b> |

|  |           |
|--|-----------|
| <b>11.1 MATRISER</b> .....   | <b>73</b> |
| <b>11.2 LITTERATURSÖKNING</b> .....                                  | <b>73</b> |
| <b>11.3 FÖRESLAGEN METOD FÖR BERÄKNING AV EU-GEMENSAMMA QS</b> ..... | <b>73</b> |
| 11.3.1 TESTORGANISMER .....  | 74        |
| 11.3.2 AKVATISK RISKBEDÖMNING.....                                   | 74        |
| 11.3.3 BERÄKNING AV KRONISKA OCH AKUTA QS .....                      | 75        |
| <i>11.3.3.1 BERÄKNING AV AA-QS</i> .....                             | 76        |
| <i>11.3.3.2 BERÄKNING AV MAC-QS</i> .....                            | 76        |
| <b>11.4 PERSISTENS OCH BIOACKUMULERING</b> .....                     | <b>76</b> |
| <b>11.5 SYNERGISTISKA EFFEKTER</b> .....                             | <b>76</b> |
| <b>11.6 TILLÄMPNING</b> .....  | <b>76</b> |
| 11.6.1 JÄMFÖRELSE MED UPPMÄTTA HALTER .....                          | 76        |
| 11.6.2 SÅ ANVÄNDS AA-QS OCH MAC-QS.....                              | 77        |

## **12 SVENSKA RIKTVÄRDEN..... 78**

|   |           |
|---|-----------|
| <b>12.1 PRIORITERING AV SUBSTANSER</b> .....                  | <b>78</b> |
| <b>12.2 LITTERATURSÖKNING</b> .....                           | <b>79</b> |
| <b>12.3 METOD FÖR BERÄKNING AV RIKTVÄRDEN</b> .....           | <b>79</b> |
| 12.3.1 TESTORGANISMER .....                                   | 79        |
| 12.3.2 ANVÄNDNING AV AKUTTEST OCH KRONISKA TEST .....         | 80        |
| 12.3.3 MESOKOSMSTUDIER .....                                  | 81        |
| 12.3.4 OSÄKERHETSFAKTORER .....                               | 81        |
| <b>12.4 FENOXYSYROR</b> .....                                 | <b>82</b> |
| <b>12.5 BIOACKUMULERBARHET OCH PERSISTENS</b> .....           | <b>82</b> |
| <b>12.6 BIOTILLGÄNGLIG HALT AV SUBSTANSEN</b> .....           | <b>83</b> |
| <b>12.7 KOMBINERAD TOXICITET OCH ENDOKRINA EFFEKTER</b> ..... | <b>83</b> |
| <b>12.8 REVIDERING OCH UPPDATERING AV RIKTVÄRDEN</b> .....    | <b>83</b> |

## **13 JÄMFÖRELSE MELLAN SVENSKA RIKTVÄRDEN OCH UPPMÄTTA HALTER AV BEKÄMPNINGSMEDEL..... 84**

|   |           |
|---|-----------|
| <b>13.1 DATABASEN FÖR NATIONELL MILJÖÖVERVAKNING</b> .....  | <b>84</b> |
| 13.1.1 SUBSTANSER SOM MAN INTE ANALYSERAT FÖR I DATABASEN FÖR NATIONELL MILJÖÖVERVAKNING .....                                      | 84        |
| 13.1.2 SUBSTANSER SOM PÅTRÄFFAS I HALTER HÖGRE ÄN ELLER LIKA MED DETEKTIONSGRÄNSEN I DATABASEN FÖR NATIONELL MILJÖÖVERVAKNING ..... | 85        |
| 13.1.3 SUBSTANSER VARS RIKTVÄRDEN ÄR LÄGRE ÄN LÄGSTA DETEKTIONSGRÄNSEN I DATABASEN FÖR NATIONELL MILJÖÖVERVAKNING.....              | 87        |
| 13.1.4 SUBSTANSER SOM PÅTRÄFFAS I HALTER HÖGRE ÄN ELLER LIKA MED RIKTVÄRDET I DATABASEN FÖR NATIONELL MILJÖÖVERVAKNING.....         | 87        |
| <b>13.2 DEN GENERELLA PESTICIDDATABASEN</b> .....   | <b>88</b> |
| 13.2.1 SUBSTANSER SOM MAN INTE ANALYSERAT FÖR I DEN GENERELLA PESTICIDDATABASEN .....   | 89        |
| 13.2.2 SUBSTANSER SOM PÅTRÄFFAS I HALTER HÖGRE ÄN ELLER LIKA MED DETEKTIONSGRÄNSEN I DEN GENERELLA PESTICIDDATABASEN .....          | 90        |
| 13.2.3 SUBSTANSER VARS RIKTVÄRDEN ÄR LÄGRE ÄN LÄGSTA DETEKTIONSGRÄNSEN I DEN GENERELLA PESTICIDDATABASEN.....                       | 91        |
| 13.2.4 SUBSTANSER SOM PÅTRÄFFAS I HALTER HÖGRE ÄN ELLER LIKA MED RIKTVÄRDET I DEN GENERELLA PESTICIDDATABASEN.....                  | 92        |
| <b>13.5 SAMMANFATTNING AV DATABASGENOMGÅNG</b> .....  | <b>94</b> |

## **14 FÖRSLAG TILL SVENSK TILLÄMPNING AV RIKTVÄRDEN..... 95**

**15 TACKORD ..... 96**

**16 REFERENSER ..... 97**

**BILAGOR ..... 102**



## **SAMMANFATTNING**

Inom EU förekommer olika system för beräkning av riktvärden. Ramdirektivet för vatten 2000/60/EG kommer att medföra en utveckling och harmonisering av medlemsländernas övervakning av vattenkvalitet, men även av metodiken för att ta fram riktvärden.

Att en substans påvisas i vatten med känsliga analysmetoder innebär inte automatiskt att den ger upphov till skador på vattenlevande organismer. För att kunna bedöma vilken eventuell risk exponeringen utgör måste halterna ställas i relation till den effekt som de olika substanserna har på olika vattenlevande organismer. Riktvärden utgör här ett redskap i bedömningen av de potentiella sidoeffekter bekämpningsmedel kan förorsaka då de transporteras till omkringliggande miljöer.

Att ta fram riktvärden för ytvatten för verksamma ämnen i nu godkända bekämpningsmedel har varit en del i svensk miljöstrategi och har utgjort ett delmål i miljömålsarbetet. Riktvärdena har tagits fram vid Kemikalieinspektionen (KemI) och publicerades på KemIs hemsida den 28 april 2004 ([http://www.kemi.se/templates/Page\\_\\_\\_\\_\\_1970.aspx](http://www.kemi.se/templates/Page_____1970.aspx)).

Underlaget för beräkning av riktvärden för bekämpningsmedel baseras på ekotoxikologiska studier. En genomgång av den internationella litteraturen visar dock att metodiken för att ta fram riktvärden varierar mellan olika länder. Detta medför att samma substans kan få olika riktvärden i de olika länderna. Det innebär också skilda roller för riktvärden i de olika ländernas miljöpolicy och ger därmed även den akvatiska miljön olika grad av skydd.

I föreliggande rapport beskrivs, förutom den svenska metoden att ta fram riktvärden, även den metodik som används i USA, Kanada, Holland, Norge, Storbritannien och Tyskland. Likaså presenteras det förslag för beräkning av EU-gemensamma riktvärden för ytvatten som nyligen tagits fram. Vanligen bygger metodiken bl. a. på tillämpning av osäkerhetsfaktorer, vilket innebär att "säkra" koncentrationer sänks med en faktor på mellan 10 och 1000 beroende av vilken typ av underlag som ligger till grund för värdet samt av underlagets kvalitet. Generellt sett ger mer omfattande och kvalitetsmässigt bättre underlagsdata en lägre osäkerhetsfaktor. Att extrapolera ekotoxikologisk information från arter och förhållande i laboratorium till arter i fält och förhållanden i riktiga ekosystem är förknippat med ett visst mått av osäkerhet. Vilka osäkerheter som definieras och inbegrips under osäkerhetsfaktorn varierar mellan olika länder, liksom storleken och sättet att tillämpa dem. Det Svenska tillvägagångssättet följer, med vissa avvikelser, de internationellt accepterade metoder för riskbedömning av kemikalier som finns samlade i EU:s Technical Guidance Document (TGD), där fasta riktlinjer anger vilka faktorer som ska användas. I Storbritannien fastställs istället faktorn genom expertavvägande från fall till fall.

Riktvärden för en substans kan antingen uttryckas som en enkel koncentration vilken inte bör överskridas, eller som två olika värden där det ena skyddar akvatiskt liv mot kontinuerlig exponering och det andra mot tillfällig exponering. Som exempel kan nämnas de båda värdena Annual Average (AA) och Maximum Allowable Concentration (MAC) som tillämpas i Storbritannien. Likaså anger The U.S. Criterion Continuous Concentration (CCC) en koncentration beräknad utifrån kronisk toxicitetsdata som skydd för långtidsexponering medan The U.S. Criteria Maximum Concentration (CMC) beräknas utifrån akut toxicitetsdata och anger därmed den högsta halt som vattenlevande organismer kan utsättas för under en kort tids exponering. Det svenska riktvärdet uttrycks som ett enkelt värde men beräknas utifrån både akuta och kroniska toxicitetsstudier.

Substanser med låg vattenlöslighet tenderar att söka sig från vattenfasen för att binda till partikulärt material och inkorporeras i bottensediment. Då även bottensediment utgör habitat för många organismer kan också sediment vara en exponeringskälla för vattenlevande organismer. I Holland har riktvärden, Maximum Permissible Concentration (MPC) tagits fram separat för olika matriser för att sedan harmoniseras i en jämviktsmodell. På detta sätt försäkras man sig om att riktvärdet i en matris inte leder till att riktvärdet överskrids i en annan matris. Tillgång på ekotoxikologisk data för sediment är dock liten, varför MPC har fått beräknas med utgångspunkt från MPC i vatten genom att använda en jämviktsmetod. Även antalet fördelningskoefficienter sediment/vatten är få vilket också begränsar framtagning av tillförlitliga MPC för sediment. Vid beräkning av svenska riktvärden görs det, liksom i de flesta andra undersökta länderna, för närvarande inga speciella beräkningar för substanser med låg vattenlöslighet.

Att fastställa riktvärden även för sediment och biota kan vara ett sätt att ge vattensystemet ett mer utvidgat skydd, men ytvatten kan även indelas efter olika användningsområden och förses med olika stränga kvalitetskrav. I Kanada, Tyskland och USA förekommer indelningar av ytvatten i exempelvis fiskevatten, konsumtionsvatten, rekreationsvatten och vatten för jordbruksanvändning, vilket kan leda till olika riktvärden. Ett riktvärde kan även väga in ekonomiska och tekniska möjligheter till efterlevnad samt anpassas för att mer specifikt gälla lokala förhållanden. I Kanada utgör ett standardvärde en vetenskaplig bas för vidareutveckling och justeringar till mer områdesspecifika förhållanden.

Inte i något av de studerade länderna fanns tydliga instruktioner för utformning av mätmetoder och provtagning, eller för vilka villkor som måste uppfyllas för att riktvärdena ska kunna användas i praktiken. Gemensamt för länderna verkar dock vara att tillämpning av riktvärden baseras på data från någon form av långsiktig och systematisk övervakning. I mindre undersökningar med enstaka momentanprov kan uppmätta halter bli väldigt slumpmässiga. Vid användning av riktvärden som referensvärden till uppmätta halter bör det därför i alla sammanhang beaktas att haltförändringar sker väldigt snabbt och att en hög provtagningsfrekvens är nödvändig för att i mesta möjliga mån täcka in de snabba förändringarna. Vid beräkning av medelhalter för jämförelse mot riktvärden till skydd för långtidsexponering (t.ex. en årsmedelhalt som det brittiska Annual Average) är det därför angeläget att dessa dels baseras på ett rimligt antal delvärden (vilka kan anses spegla de haltvariationer som förekommer på lokalen) och dels att antalet delvärden som medelhalten baseras på tydligt redovisas.

Eftersom toxicitetstest (utförda under givna tidsperioder) utgör grund för riktvärdet, borde tillämpning av riktvärdet (övervakning och provtagningsintervall) i högre grad återspegla toxicitetstestets utformning. Med ett akut riktvärde som komplement till ett kroniskt, samt en mätutrustning med kapacitet att ange dels medelhalt under en vecka och dessutom den högsta halt som förekommit under denna vecka skulle toxicitetstestets varaktighet korrelera bättre med provtagning. Detta skulle ge information om huruvida de uppmätta halterna i jämförelse med riktvärden, verkligen ger kroniska respektive akuta effekter.

Vid en genomgång av de båda pesticiddatabaserna vid Avdelningen för vattenvårdslära, SLU, visade det sig att riktvärden överskridits för 16 respektive 22 substanser under senare år. Det är främst för herbicider som halter högre än riktvärden påträffats (tex. terbutylazin, isoproturon, sulfosulfuron, metazaklor, metribuzin and metamitron). Praktisk tillämpning av många riktvärden för bekämpningsmedel hämmas på grund av avsaknad av analysmetoder

och på grund av att detektionsgränsen för flera bekämpningsmedel är högre än riktvärdet (esfenvalerat, deltametrin and cypermetrin). Riktvärdet var lägre än lägsta detektionsgränsen för 16 %, respektive 26 % av analyserade substanser i de bägge databaserna. Dessa substanser var huvudsakligen insekticider (pyretroider). Omkring 20 av de substanser som påträffas i svenska ytvatten saknar svenska riktvärden (tex. cyflutrin, dikamba, ioxinil och prokloraz).



## FÖRKORTNINGAR OCH ORDFÖRKLARINGAR

|                         |  |
|-------------------------|--|
| <b>AA-QS</b>            | Annual Average-Quality Standard (EU och Storbritannien)  |
| <b>ABWQG</b>            | Alberta Water Quality Guidelines (Kanada)  |
| <b>ACR</b>              | Acute/Chronic Ratio. Kvoten mellan akut toxicitetsdata och kronisk toxicitetsdata  |
| <b>Additiv effekt</b>   | Den kombinerade effekten av olika substanser överensstämmer med summan av de olika substansernas effekter  |
| <b>AEP</b>              | Alberta Environmental Protection (Kanada)  |
| <b>AESA</b>             | Alberta Environmentally Sustainable Agriculture, miljöprogram för mätning av vattenkvalitet (Kanada)   |
| <b>Amfipod</b>          | Märilkräfta, tillhör understam kräftdjur, Crustacea  |
| <b>Aquire</b>           | Databas skapad av U.S.EPA med akvatiska tester avseende kemiska ämnen (USA)  |
| <b>Artropod</b>         | Omfattar bland annat kvalster, kräftdjur, skorpioner, spindlar och insekter  |
| <b>ASTM</b>             | American Society for Testing and Materials (USA)   |
| <b>AWQC</b>             | Ambient Water Quality Criteria. Kriterier som avser att skydda mänsklig hälsa (USA)  |
| <b>BAF</b>              | Bioackumuleringsfaktor. Kvoten mellan koncentration av substans i ett djur och koncentration av samma substans i dess föda   |
| <b>BBA</b>              | Bundesministerium für Landwirtschaft. Jordbruksministeriet (Tyskland)  |
| <b>BCF</b>              | Biokoncentrationsfaktor. Anger hur många gånger högre halten är i organismen än i omgivande medium   |
| <b>BEDS</b>             | Effects Database for Sediments (Kanada)  |
| <b>Bimodal</b>          | Statistisk fördelning som utmärks av två toppar  |
| <b>Bioackumulering</b>  | Anrikning av kemiska ämnen i levande organismer via födointag och via upptag från omgivande medium   |
| <b>Biokoncentration</b> | Anrikning av kemiska ämnen i levande organism via upptag från omgivande medium   |
| <b>Biomagnifikation</b> | Anrikning av giftkoncentration uppåt i näringskedjan   |
| <b>BLAK QZ</b>          | Bund/Länder-Arbeitskreis "Gefährliche Stoffe-Qualitätsziele für oberirdische Binnengewässer". Federala staters arbetsgrupp för farliga substanser i inlandets ytvatten (Tyskland)            |
| <b>BMF</b>              | Biomagnifikationsfaktor  |
| <b>BML</b>              | Biologische Bundesanstalt für Land und Forstwirtschaft. Biologiskt centrum för jordbruks- och skogsforskning (Tyskland)  |
| <b>BMU</b>              | Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Federalt miljöministerium för miljö, naturbevarande och kärnkraftssäkerhet (Tyskland)                                       |
| <b>CCC</b>              | Criterion Continuous Concentration relaterar till fyra dagars exponering (USA)   |
| <b>CCME</b>             | Canadian Council of Ministers of the Environment. Samarbetsorgan bestående av olika territoriers och provinser miljöministrar och verkar för att uppnå högsta möjliga miljökvalitet (Kanada) |
| <b>CEPA</b>             | Canadian Environmental Protection Act (Kanada)   |
| <b>CEQG</b>             | Canadian Environmental Quality Guidelines (Kanada)   |
| <b>CMC</b>              | Criteria Maximum Concentration som relaterar till en timmes exponering (USA)   |
| <b>CMR-mekanismer</b>   | Cancerframkallande, mutagena eller reproduktionsstörande mekanismer  |

|                                 |   |
|---------------------------------|---|
| <b>Crustaceans</b>              | Djur tillhörande understammen kräftdjur   |
| <b>CSTE</b>                     | Scientific Advisory Committee on Toxicity and Ecotoxicity (EU)                                      |
| <b>CWA</b>                      | Clean Water Act (USA)   |
| <b>CWQG</b>                     | Canadian Water Quality Guidelines (Kanada)  |
| <b>CWQO</b>                     | Canadian Water Quality Objectives (Kanada)  |
| <b>Daphnia</b>                  | Hinnkräfta, vanligt förekommande familj under stammen kräftdjur                                     |
| <b>DEFRA</b>                    | The Department for Environment, Food & Rural Affairs (Storbritannien)                               |
| <b>DETR</b>                     | The UK Department of the Environment, Transport and the Regions                                     |
| <b>DIN</b>                      | Deutsches Institut für Normung (Tyskland)   |
| <b>DN</b>                       | Direktoratet for Naturforvaltning (Norge)   |
| <b>DoE</b>                      | The Department of the Environment for Northern Ireland (Nordirland)                                 |
| <b>DU</b>                       | Designated Uses (USA)   |
| <b>EA</b>                       | Environment Agency, vari NRA The National Rivers Authority inkluderades år 1996 (England och Wales) |
| <b>EAC</b>                      | Ecological Acceptable Concentration   |
| <b>EAF</b>                      | Expert Advisory Forum on Priority Substances (Europakommissionen)                                   |
| <b>EC<sub>50</sub></b>          | Effect Concentration. Den koncentration som ger effekt på 50 % av studerad population               |
| <b>ED<sub>50</sub></b>          | Effect Dose, den dos som ger effekt på 50 % av studerad population                                  |
| <b>Endokrina effekter</b>       | Hormonstörande effekter   |
| <b>EPPO</b>                     | European Plant Protection Organisation  |
| <b>EQS</b>                      | Environmental Quality Standards (Holland och Storbritannien).                                       |
| <b>ERL</b>                      | Effects Range Low, den 10:e percentilen (Kanada)  |
| <b>ERL</b>                      | Environmental Risk Limit (Holland)  |
| <b>ERM</b>                      | Effects Range Median, den 50:e percentilen (Kanada)   |
| <b>ETR</b>                      | Exposure -Toxicity Ratio, kvot mellan exponering och toxicitet                                      |
| <b>FAV</b>                      | Final Acute Value (USA)   |
| <b>FCV</b>                      | Final Chronic Value (USA)   |
| <b>HC<sub>5</sub></b>           | Hazardous concentration 5 %. Skadlig koncentration för 5 % av populationen                          |
| <b>IC<sub>25</sub></b>          | Inhiberande koncentration. Den koncentration som ger inhibering på 25 % av studerad variabel        |
| <b>IKSD</b>                     | International Commission for the Protection of the Rhine  |
| <b>IKSE</b>                     | International Commission for the Protection of the Elbe   |
| <b>IKSO</b>                     | International Commission for the Protection of the Oder   |
| <b>IKSR</b>                     | International Commission for the Protection of the Rhine  |
| <b>Interimistiskt riktvärde</b> | Provisoriskt riktvärde som gäller tills ny toxikologisk data tillkommit                             |
| <b>Jurisdiktion</b>             | Lagskipningsområde, rätts- och förvaltningsområde   |
| <b>K<sub>ow</sub></b>           | Fördelningskoefficient octanol-vatten   |
| <b>Kombinerad toxicitet</b>     | Synergistiska och additativa effekter   |
| <b>LAWA</b>                     | Joint Commission of Federal States (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), Tyska vattenkommissionen     |
| <b>LC<sub>50</sub></b>          | Leathal Concentration, den koncentration som dödar 50 % av studerad population                      |
| <b>LD<sub>50</sub></b>          | Leathal Dose, den dos som dödar 50 % av studerad population.  |
| <b>LOEC</b>                     | Lowest Observed Effect Concentration, lägsta undersökta koncentrationen med observerad effekt       |
| <b>LOEL</b>                     | Lowest Observable Effect Level. Den lägsta undersökta dosen/koncentrationen med observerad effekt   |
| <b>MAC</b>                      | Maximum Allowable Concentration (Storbritannien)  |

|                        |   |
|------------------------|---|
| <b>MAC-QS</b>          | Maximum Acceptable Concentration-Quality Standard (EU)  |
| <b>Makrofyter</b>      | Makroskopiska alger och högre vattenväxter  |
| <b>MATC</b>            | Maximum Allowable Toxicant Concentration. Uttrycker kronisk toxicitetsdata i ett spann från övre NOEC-värdet till det lägsta LOEC-värdet, geometriskt medelvärde av NOEC och LOEC   |
| <b>MEC</b>             | Measured Environmental Concentration (Norge)  |
| <b>Mesokosmstudier</b> | Konstgjort ekosystem som skapats utomhus för att inverkan av yttre faktorer som t.ex. ljus och temperatur ska beaktas och ge en mer komplex bild vid studier av exponering för en substans  |
| <b>Metabolit</b>       | Nedbrytningsprodukt   |
| <b>MFI</b>             | Miljöfarlighetsindex (Norge)  |
| <b>MPC</b>             | Maximum Permissible Concentration (Holland)   |
| <b>NC</b>              | Negligible Concentration (Holland)  |
| <b>NEPP</b>            | National Environmental Policy Plan (Holland)  |
| <b>NOEC</b>            | No Observed Effect Concentration. Den högsta undersökta koncentrationen utan observerad effekt  |
| <b>NOAEL</b>           | No Observed Adverse Effect Level. Den högsta undersökta dosen/koncentrationen utan observerad negativ effekt  |
| <b>NRWQC</b>           | U.S.National Recommended Water Quality Criteria (USA)   |
| <b>NSTP</b>            | National Status and Trends Program (Kanada)   |
| <b>OECD</b>            | Organisation for Economic Co-operation and Development  |
| <b>OST</b>             | Office of Science and Technology (U.S.EPA)  |
| <b>OW</b>              | Office of Water (U.S.EPA)   |
| <b>PEC</b>             | Predicted Environmental Concentration, förväntad halt i miljön  |
| <b>PNEC</b>            | Predicted No Effect Concentration   |
| <b>QS</b>              | Quality Standard (EU)   |
| <b>QT</b>              | Quality Target, Kvalitetsmål (Zielvorgabe) (Tyskland)   |
| <b>QSAR</b>            | Quantitative StructureActivity Relationships. Metod som studerar förhållandet mellan kemikaliers struktur och toxicitet   |
| <b>RfD</b>             | Referensdos, anger säker koncentration för daglig exponering under en livstid (70 år) för människa U.S.EPA  |
| <b>RIKZ</b>            | Rijksinstituut voor Kust en Zee, National Institute for coastal and Marine Management. Det nationella institutet för kust och marin skötsel (Holland)   |
| <b>RIVM</b>            | Rijksinstituut voor Volksgezondheid & Miljeu, National Institute of Public Health and the Environment. Det Holländska institutet för allmän hälsa, (Holland)  |
| <b>RIZA</b>            | Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, National Institute for inland Water Management and Waste Water Treatment, Det nationella institutet för landets vattenskötsel och behandling av avfallsvatten (Holland) |
| <b>RPA</b>             | The River Purification Authorities (Skottland)  |
| <b>SDWA</b>            | Safe Drinking Water Act (USA)   |
| <b>SFT</b>             | Statens Forureningstilsyn (Norge)   |
| <b>SQG</b>             | Sediment Quality Guidelines (Kanada)  |
| <b>SSD</b>             | Species Sensitivity Distribution, statistisk metod för att beräkna riktvärden   |
| <b>SSTT</b>            | Spiked-Sediment Toxicity Test (Kanada)  |
| <b>Stam</b>            | Federalt erkända indianstammar för vilka EPA har givit samtycke till att administrera program för vattenkvalitet  |
| <b>STF</b>             | The Norwegian Pollution Control Authority (Norge)   |

|                               |  |
|-------------------------------|--|
| <b>Synergistiska effekter</b> | Den kombinerade effekten av olika kemikalier är större än summan av de olika substansernas effekter                |
| <b>TDI</b>                    | Totalt Dagligt Intag (U.S.EPA)   |
| <b>TER</b>                    | Toxicity Exposure Ratio. Kvot mellan toxicitet och exponering  |
| <b>TGD</b>                    | Technical Guidance. Vägledningsdokument för riskbedömning av kemikalier, se referenslista                          |
| <b>TMB</b>                    | Total miljöbelastning (Norge)  |
| <b>Trofinivå</b>              | Nivå i näringskedjan.  |
| <b>TU</b>                     | Toxicity Units. Toxicitetsenheter som beräknas i WET-metoden för att värdera kombinerade toxiska effekter (Kanada) |
| <b>TV</b>                     | Target Value, NC (Holland)   |
| <b>UBA</b>                    | UmweltBundesAmts. Federalt miljöorgan (Tyskland)   |
| <b>U.S.EPA</b>                | United States Environmental Protection Agency. Naturvårdsmyndighet (USA)   |
| <b>VROM</b>                   | Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (Holland)  |
| <b>WET</b>                    | Whole Effluent Toxicity. Metod för värdering av kombinerade toxiska effekter (Kanada)                              |
| <b>WHG</b>                    | Wasserhaushaltsgesetz. Tysklands stadga för vattenhushållning.   |
| <b>WQC</b>                    | Water Quality Criteria (USA)   |
| <b>WQI</b>                    | Water Quality Index. Index baserat på CWQG (Kanada)  |
| <b>WQO</b>                    | Water Quality Objectives (benämning för QS enl. Dir (76/464/EEG), även i Kanada)                                   |
| <b>WQS</b>                    | Water Quality Standards (USA)  |

## **1 INLEDNING**

Användning av bekämpningsmedel inom t.ex. industri, jordbruk och trädgårdsnäring, kan leda till att dessa återfinns på platser utanför det avsedda användningsområdet, bl a ute i våra ytvatten. Eftersom medlen är framtagna i syfte att förebygga och motverka djur, växter eller mikroorganismer kan de komma att påverka flora och fauna även i vattenmiljön. Genom att från vetenskapligt underlag härleda riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten, kan vi göra oss en uppfattning om vilken risk påträffade halter utgör i recipienten.

Kemikalieinspektionen har utarbetat svenska riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten. Riktvärdena ska användas som underlag och referens för att bedöma miljökvalitet vid mätningar utförda i exempelvis screeningprogram eller miljöövervakningsprogram. Att ta fram riktvärden är således ett viktigt led i arbetet med att följa upp de åtgärder som vidtas för att minska riskerna med bekämpningsmedel i miljön (Jordbruksverket, 2002).

### **1.1 Syfte**

Målsättningen med föreliggande rapport har varit att sammanställa de tillvägagångssätt för att ta fram riktvärden som finns i ett antal länder. Detta för att spegla eventuella orsaker till variationer i riktvärden som framkommer när man jämför mellan länderna. I syfte att skapa underlag och bakgrundsmaterial för tillämpning av svenska riktvärden, har internationella metoder för tillämpning undersökts för att se hur dessa riktvärden används i rapportering av resultat från undersökningar av bekämpningsmedel i vatten.

Med utgångspunkt från en genomgång av de två pesticiddatabaserna som finns vid Avdelningen för vattenvårdslära (SLU) ger rapporten även en första överblick över hur KemIs nya riktvärden jämför sig med de halter av bekämpningsmedel som uppmätts i svenska ytvatten.

### **1.2 Material och metod**

Rapporten bygger på en litteraturstudie och utgörs av tre delar. I första delen ges en bakgrund till hur riktvärden tas fram där generella moment i de undersökta ländernas tillvägagångssätt beskrivs. Här sammanställs de internationella skillnaderna dels med fokus på metod men även på skillnader i tillämpning länder emellan. Därefter följer en djupare redogörelse av olika internationella metoder. I den avslutande delen presenteras den svenska metoden tillsammans med en jämförelse mellan svenska riktvärden och uppmätta halter, baserad på sökningar i två olika databaser vid Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Här ges också förslag på svensk tillämpning.

## **2 BAKGRUND**

### **2.1 Vad är bekämpningsmedel?**

Ett kemiskt bekämpningsmedel är en sammansättning av en eller flera aktiva substanser (verksamma beståndsdelar) och olika typer av tillsatsmedel som underlättar praktisk användning (t.ex. emulgeringsmedel, lösningsmedel, vidhäftningsmedel och aktiveringsmedel). Medlen kan indelas i olika grupper beroende på om indelningen avspeglar dess användningsområde, verknings sätt, mekanism eller kemisk struktur.

Det vanligaste sättet att dela in bekämpningsmedlen utgår från dess användningsområde. De klassas då oftast antingen som ogräsmedel (herbicider, för att bekämpa ogräs), svampmedel (fungicider, för att bekämpa olika svampsjukdomar) eller insektsmedel (insecticider, för att bekämpa insekter och andra skadegörande organismer). Andra typer av användningsområden är t.ex. tillväxtreglerare, nematicider (medel mot nematoder), acaricider (medel mot spinnare) och rodenticider (medel mot gnagare), med liten eller ingen användning i Sverige.

Bekämpningsmedel har också, beroende av preparatets sammansättning och av den kemiska strukturen hos aktiva substanser, olika verknings sätt. Via jorden kan jordverkande bekämpningsmedel angripa svällande frön, groddar och rötter medan bladverkan sker via blad och gröna växtdelar. Systemiska ogräsmedel kan genom att tas upp av växten sprida sig i plantan och förhindra dess fortsatta tillväxt. Andra bekämpningsmedel är kontaktverkande och verkar på de delar av växten de träffar eller på skadedjur som kommer i direkt kontakt med medlet.

Ytterligare en indelning utgår från vilken mekanism hos målgruppen som substansen påverkar. De kan till exempel indelas som fotosynteshämmare (dvs. de substanser som påverkar växtens förmåga att utnyttja fotosyntesen), acetylkolinesterashämmare (som påverkar överföring av nervimpulser) och substanser som hämmar celledelingen. Likaså kan man ibland dela in bekämpningsmedlen utifrån dess kemiska struktur, såsom klorerade kolväten, organiska fosforföreningar, fenoxysyror, karbamater, pyretroider, triaziner, ureasubstanser och triazoler, där man sammanför substanser med likartad kemisk uppbyggnad.

### **2.2 Bekämpningsmedlens transport till ytvatten**

Faktorer som vindavdrift, avdunstning, ytavrinning och transport genom markprofilen till dräneringsledningar eller grundvatten medför att inte enbart att bekämpningsobjektet exponeras (Torstensson, 1987). Omkring 1 till 2 % av pesticiderna som appliceras på grödorna har i amerikanska studier visat sig försvinna med avrinningsvatten från fält för att hamna i intilliggande ytvatten (Battaglin, 2002). Till ytvatten räknas allt inlandsvatten, utom grundvatten, såsom sjöar, älvar, åar, bäckar, vattenmagasin och kustvatten. I svenska undersökningar har man uppmätt att omkring 0,01-1 % av de bekämpningsmedel som används i ett område kan transporteras ut i intilliggande vattendrag (Kreuger, 1998; Kreuger et al, 2003).

Omfattning och hastighet på bekämpningsmedlets transport till ytvatten avgörs dels av klimat (solinstrålning, nederbördens varaktighet och intensitet mm.), strukturella, hydrologiska och nedbrytande egenskaper i marken och av kemiska och fysikaliska egenskaper hos bekämpningsmedlet.

Till klimatfaktorer räknas nederbörd som ger upphov till ytavrinning eller snabb transport genom markprofilen. Nederbördens inverkan beror av dess intensitet och varaktighet men även av vid vilket tillfälle den faller. Sker det t.ex. precis efter besprutning är risk för ytavrinning till närliggande vattendrag stor. Pesticider kan även transporteras längre sträckor genom atmosfären för att sedan avsättas på marken via nederbörd eller torrdeposition. Markstrukturen är avgörande för avrinningen då storleken hos markens porer och eventuella spricksystem bestämmer flödets hastighet. Större porer innebär ett snabbare flöde och mindre chans till nedbrytning i marken. Täta jordar leder å andra sidan till ökad risk för ytavrinning. Markens biologiska aktivitet dvs. innehåll av aktiva bakterier, svampar, markdjur spelar en avgörande roll när det gäller nedbrytning av bekämpningsmedel i marken. Biologisk aktivitet beror av markens tillgång på organiska föreningar, temperatur, fuktighet, pH och mineraltillgång. Även bekämpningsmedlets egenskaper påverkar transporten. Fysikaliska egenskaper såsom flyktighet, löslighet och adsorptionsbenägenhet bestämmer transport och bindning samt hur stora mängder som finns tillgängligt för biologisk nedbrytning (Carter, 1999).

### **2.3 Faktorer som påverkar halten av bekämpningsmedel i vattendrag**

Uppmätta halter i vattenmiljön påverkas av en rad olika faktorer, bland annat av att spridning av bekämpningsmedel i fält är säsongsbetonad och vanligen äger rum vid ett eller ett fåtal tillfällen under en säsong. Detta leder till säsongsvariation vilket medför att höga koncentrationstoppar kan förväntas under delar av året. Högst halter finner man vanligen under eller närmast efter spridningssäsongen. Andra faktorer som påverkar de halter som uppmäts i vattenmiljön är flödesvolym och årsvariationer i avrinningen. Flödet kan variera över säsongens dagar och från år till år. Flödestoppar under spridningssäsongen ger vanligen förhöjda halter, dock finns inget tydligt samband mellan storleken på flödestoppar och halter. Årsvariationer i avrinningen påverkar genom att halterna tenderar att spädas ut under år med stora flödesvolym.

Avrinningsområdets storlek påverkar också påträffade halter i ytvattnet. I små områden återfinns oftare högre maxhalter och medelhöga halter förekommer under kortare tidsperioder än i större områden där man vanligen finner lägre maxhalter och de medelhöga halterna har längre varaktighet. Även markanvändning och markegenskaper påverkar förekomsten i sjöar och vattendrag. Högre halter påträffas vanligen i områden med stor andel jordbruksmark och i lerjordsområden då dessa oftast har en större andel täckdikad areal än i områden med grövre jordar. I områden med erosionskänsliga jordar ökar också risk för uttransport till vattendrag. Slutligen är omfattning av bekämpningsmedelsanvändning av betydelse för förekomsten då det finns ett generellt samband mellan hur mycket som används av en substans och i vilka halter den förekommer i vattendraget.

### **2.4 Risker med bekämpningsmedel i ytvatten**

Förekomst av kemiska bekämpningsmedel i vattenmiljön är en följd av mänsklig verksamhet, dvs. av antropogent ursprung. Därmed finns det inte heller några naturliga bakgrundshalter. Medlen är till skillnad från vissa andra antropogena substanser, speciellt framtagna att för att påverka biologiskt liv, i syfte att skydda grödor inom livsmedelsproduktionen. Även om bekämpningsmedel ofta är avsedda att utplåna en speciell svamp, växt eller insekt, kan de ha ett brett spektrum av målorganismer och vara toxiska även för andra organismer än de målorganismer man har för avsikt att påverka (Sijm, 2001).

Det innebär även att eventuella halter som påträffas i sjöar och vattendrag också kan ha en effekt på den flora och fauna som lever där. Uppmätta halter av pesticider i vattenmiljön kan vara tillräckligt höga för att orsaka hälsoeffekter hos känsliga arter. De bekämpningsmedel som används har dock mycket skilda verkningsmekanismer och är i olika hög grad giftiga för känsliga organismer. Hälsoeffekter resulterar inte nödvändigtvis i omedelbar död hos organismerna men kan äventyra populationens reproduktion och överlevnad om tillräckligt många organismer påverkas. Även kortvariga doser kan ge upphov till långvariga effekter på djur och växtsamhällen (Klaassen, 2001). Pesticider som dimetoat och simazin kan exempelvis, vid låga koncentrationer, orsaka ökad tillväxthastighet för vissa arter. Fenomenet som kallas hormesis är en subletal effekt som på sikt kan förändra artsammansättningen i vattenkosystem (Källqvist, 1994).

## **2.5 Riktvärden**

Resultat från miljöövervakning visar att rester av bekämpningsmedel förekommer regelbundet i mätbara halter i svenska vattendrag som avvattnar jordbruksområden (Kreuger et al, 2003). Att en substans kan påvisas i ytvatten med känsliga analysmetoder innebär dock inte att den automatiskt ger upphov till skador på vattenlevande organismer. För att kunna bedöma vilken eventuell risk exponeringen utgör måste halterna ställas i relation till den effekt som de olika substanserna utgör på olika vattenlevande organismer. Riktvärden kan här utgöra ett redskap i bedömningen av de potentiella sidoeffekter bekämpningsmedel kan förorsaka då de transporteras till omkringliggande miljöer.

Genom att för de olika substanserna fastställa en exponeringskoncentration under vilken inga negativa effekter i vattenkosystem kan förväntas har vi ett referensvärde att jämföra uppmätta halter med. Halter som överskrider riktvärdet kan anses vara ekotoxikologiskt relevanta och ju mer en uppmätt halt överstiger riktvärdet, desto större bedöms risken för negativa effekter vara för de vattenlevande organismerna. Substanser som ofta påträffas i vattenmiljön i halter över riktvärdet bör sålunda föranleda fördjupade undersökningar av orsaker och eventuella konsekvenser.

Underlaget för riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten utgörs av vetenskapliga ekotoxikologiska studier av specifika substansers effekter på vattenlevande organismer. Undersökningar sammanställs för att visa vid vilka halter som substansen kan ge effekter på känsliga organismer. Halten (exponeringen) vägs samman med medlets toxicitet (effekt) för att bedöma den eventuella risken. Med toxicitet (giftighet) avses grad av skadlighet för en organism som kan orsakas av en biologiskt aktiv substans (Sijm, 2001).

Utifrån studier utförda på en skiftande mängd organismer från ett varierande antal vattenlevande arter, fastställs ett riktvärde som kan anses säkert för hela vattenkosystemet. Dataunderlaget som ligger till grund för riktvärdena måste därför vara representativt och ge en god bild av hur hela ekosystemet reagerar på exponering av aktuell substans.



## **3 HUR TAS RIKTVÄRDEN FRAM?**

### **3.1 Krav på dataunderlagets kvalitet och kvantitet**

När riktvärden genereras ställs som regel höga krav på ekotoxikologisk data. Resultaten ska ha genererats under god vetenskaplig praxis och stödjas av utförlig dokumentation. För att försäkra att studierna utförts under hög vetenskaplig och etisk standard tillämpas guidelines framtagna av olika internationella organisationer (t.ex. OECD, EPPO, US-EPA och EU).

Kraven på underlagets kvantitet skiljer sig mellan olika länder. Mest omfattande krav bland de undersökta länderna har den amerikanska metoden som innefattar testresultat på akvatiska organismer från arter representerande minst åtta olika familjer. Metoden kräver 16 akuttoxicitetstest, 3 kroniska test, 2 växttest och en bioackumuleringsstudie (Bro-Rasmussen et al., 1994).

### **3.2 Kroniska test och akutte**

Omfattningen av de effekter en substans kan förorsaka beror på *i*) den koncentration som når organismens målorgan och *ii*) hur lång tid organismen exponeras för substansen. Exponering för en toxisk substans kan ge akuta effekter, men kan även resultera i kroniska effekter om exponeringen fortsätter, om statiska förhållanden råder eller då substansen lagras i ekosystemets biota. Gränsen mellan skadlig och oskadlig exponering för organismer i ytvatten fastställs i laboratoriestudier där vattenlevande organismer exponerats för aktuell substans i olika halter och under olika lång tid. Toxicitetsstudierna indelas i två kategorier med avseende på exponeringstid (Klaassen, 2001).

#### **3.2.1 Akut toxicitet**

Studier av toxiska effekter såsom dödlighet, fysiologiska förändringar på fenor eller sårskador i skinn utförs vanligtvis under 48 eller 96 timmar efter en exponering. Denna typ av test avser att bestämma substansens omedelbara toxicitet och betraktas som akutstudier. Den koncentration vid vilken 50 % av den studerade populationen visar effekt benämns effektkoncentration, EC<sub>50</sub>. När dödlighet är den variabel som studeras anges resultatet istället som letal koncentration, LC<sub>50</sub>, vilket motsvarar den koncentration där 50 % av den studerade populationen dör (Aronsson, 2002; Klaassen, 2001).

#### **3.2.2 Kronisk toxicitet**

Kroniska effekter utvecklas till följd av en längre tids kontinuerlig exponering. För att fastställa vilka koncentrationer som kan ge upphov till kroniska effekter utförs studier ofta under > 14 dagar Dessa toxicitetstest utförs antingen under organismens mest känsliga livsstadium eller under en hel livscykel, varför varaktigheten varierar för olika testorganismer. Koncentrationen för kroniska effekter kan uttryckas antingen som No Observable Effect Concentration (NOEC) dvs. den högsta koncentration där ingen effekt som markant skiljer sig från kontrollen kan påvisas, eller som Lowest Observed Effect Concentration (LOEC) vilket utgör den lägsta av testade koncentrationer som frambringa effekt (Suter, 1996). Värdena tas fram i statistiska analyser av kronisk toxicitetsdata. Resultat från kroniska test kan även användas för att beräkna ett s.k. MATC-värde (Maximum Allowable Toxicant Concentration) som baseras på koncentrationer mellan det högsta LOEC-värdet och det lägsta NOEC-värdet (Klaassen, 2001).

I USA och Canada används i främst LOEC för kroniska studier, medan de undersökta europeiska länderna vanligen använder NOEC. I Holland kan LOEC-värden ligga till grund för riktvärden om en omvandlingsfaktor tillämpas värdet.

### **3.2.3 Användning av kroniska och akuta värden i beräkning av riktvärden**

Spridning av bekämpningsmedel i fält är säsongsbetonad och äger vanligen rum vid ett eller ett fåtal tillfällen under en säsong. Detta medför att höga koncentrationstoppar kan förväntas under delar av året. Huruvida denna exponering främst leder till akuta effekter eller även kroniska är en frågeställning som internationellt behandlats olika. I vissa länder har koncentrationer som skyddar akvatiskt liv mot kontinuerlig exponering och koncentrationer som skyddar mot tillfällig exponering beräknats till två separata riktvärden.

Storbritannien har exempelvis en maxkoncentration, Maximum Allowable Concentration (MAC) som baseras på akut toxicitetsdata och en koncentration för långtidsexponering Annual Average (AA) baserad på kronisk toxicitetsdata. Även Fraunhofer Institute föreslår beräkning (enligt ett annat tillvägagångssätt) av två separata Eu-gemensamma riktvärden (Cole et al., 2003). Ytterligare ett exempel finns i USA där Water Quality Criteria (WQC) anges dels i form av ett akuttoxiskt värde, Criterion Maximum Concentration (CMC), men även som det kroniska värdet, Criterion Continuous Concentration (CCC).

Det holländska riktvärdet Maximum Permissible Concentration (MPC) baseras i första hand på kroniska NOEC-värden. Det beräknade värdet jämförs med ett riktvärde baserat på akuttoxisk data (med högre osäkerhetsfaktor), om kronisk data inte finns för både alg, kräftdjur och fisk. Det lägre värdet väljs som riktvärde (Crommentuijn et al., 1997). Även i Tyskland beräknas ett riktvärde per substans. Värdet baseras på lägsta kroniska effektdata i underlaget. Saknas kronisk toxicitetsdata multipliceras akuttoxisk data med kompensationsfaktorn 0,1 (UBA, 2001b).

Enligt den svenska metoden för beräkning av riktvärden tas hänsyn till den säsongrelaterade användningen genom att uppgifter hämtas från både kroniska och akuta studier. Riktvärden beräknas i likhet med den holländska metoden, separat för både akuta och kroniska effekter (med högre osäkerhetsfaktor för akuttoxisk data), varpå det lägre värdet väljs som slutgiltigt riktvärde.

Metoden skiljer sig här från den angivna i vägledningsdokumentet TGD som används av KemI. I TGD förutsätter man att vattnet utgörs av större vattendrag med regelbundet flöde. Sådana vatten utgör ofta dynamiska system där vattenlevande organismer exponeras endast under en kort tid för de periodvist utsläppta substanserna. Kroniska effekter på akvatiskt liv från sådan exponering kan anses låg och för att extrapolera till en halt som sannolikt inte medför negativa effekter i vattenmiljön ( $PNEC_{\text{vatten}}$ ) behöver därför generellt endast akuttoxiska studier beaktas. I mindre vattendrag som t.ex. åar i jordbrukslandskap kan vattnet vara mer stillastående och risken för kroniska effekter till följd av bekämpningsmedelsanvändning, kan därmed vara större. Risk för kroniska effekter kan även föreligga om exponeringen fortsätter eller då substansen lagras i ekosystemets biota.

### **3.3 Testens utformning**

I toxicitetstesten exponeras vattenlevande organismer vanligen för kemikalier enligt två typer av statistiska test, antingen helt utan att vattnet byts ut under genomförandet eller där vattnet tidvis byts ut. Test kan även genomföras som genomflödestest (flow-through) där vattnet förnyas kontinuerligt. Statistiska testmetoder används oftast i akuttoxiska test medan kroniska

test oftast är av genomflödesdesign. Studierna utförs på populationsnivå där mätvariabler som överlevnad, tillväxt och reproduktion studeras (Klaassen, 2001).

### **3.4 Testorganismer**

Vid utformningen av ekotoxikologiska studier eftersträvar man att dessa, i möjligaste mån, ska representera det akvatiska ekosystemets struktur och funktion, samt baseras på typiska taxonomiska grupper eller vattnekosystemets olika trofinivåer.

Vattenlevande organismer är på grund av anatomiska och fysiologiska förutsättningar, en känslig organismgrupp. Akvatiska organismer har ofta gälar eller ett permeabelt skinn, vilket gör dem speciellt mottagliga för föroreningar i omgivande miljö. Fisk och amfibier är unika bland vertebrater genom att de har ett permeabelt ägg utan skal eller fosterhinna och embryot utvecklas medan ägget befinner sig i vatten. Eftersom de också har ett akvatiskt embryo och larvstadium som genomgår metamorfos är de speciellt känsliga för vatten av dålig kemisk kvalitet (Klaassen, 2001).

Vid fiskstudier utförs studierna vanligen på *Oncorhynchus mykiss* (regnbåge) och resultatet presenteras ofta i form av ett LC50-värde, dvs. vid den koncentration då hälften av populationen dör. En annan vanlig testorganism är kräftdjuret *Daphnia* som livnär sig på algceller och utgör föda för fisk. Studier på *Daphnia* anger ofta toxisk effekt i form av immobilitet.

Alger och cyanobakterier har visat sig relativt känsliga för många kemikalier och används därför ofta för att förutsäga den mest känsliga toxiska responsen. Dessa organismer har även en viktig roll i den akvatiska miljön som primärproducenter (Källqvist, 1994). I algtester undersöks substansers effekt på tillväxten genom mätningar av t.ex. biomassaproduktion eller tillväxthastighet. I andra typer av studier undersöks eventuell påverkan på organismernas fotosyntetiserande förmåga. Studier på högre vattenväxter utförs vanligen på vattenlevande örter, främst andmat med den latinska benämningen *Lemna*, där variablerna biomassaproduktion eller tillväxthastighet undersöks.

I Kanada betonas vikten av riktvärdets anpassning till regionala miljöförhållanden. Det kanadensiska miljöministerrådet tar fram ett standardvärde, men tillhandahåller även en mall för att olika provinser och territorium ska kunna ta fram områdesspecifika riktvärden, baserade på arter som är relevanta för området. Ett liknande tillvägagångssätt kan tillämpas i USA.

### **3.5 Riktvärden kan vara generella eller beräknas för salt- och sötvatten**

Testresultat från studier på salt- och sötvattenarter kan användas separat eller kombineras i dataunderlaget. Enligt en amerikansk studie skiljer det en faktor fem för 35 % av de riktvärden (CCC) som beräknats för sötvatten jämfört med dem som beräknats för saltvatten (marina CCC) (CCME, 1999a). I USA och Canada har underlag från marina och sötvattenarter använts separat när riktvärden beräknats för de båda ekosystemen. I Holland tas två separata riktvärden fram för marina- respektive sötvattnekosystem endast då statistiska analyser visar signifikanta skillnader mellan resultat från studier av marina arter och sötvattenarter. Genom att använda studier från både marina- och sötvattensystem ges det svenska riktvärdena en bas, tillräckligt bred för att tillämpas på båda typerna av vattnekosystem.

### **3.6 Variation i känslighet**

Då ett akvatiskt samhälle exponeras för en toxisk substans kommer den känsligaste arten att slås ut först. För att riktvärdet ska anses skydda alla arter i vattnekosystemet baseras det ofta på den känsligaste arten i dataunderlaget. Det är därför viktigt att testorganismernas variation i känslighet beaktas då de organismer som ska ligga till grund för riktvärdet väljs ut.

Den känsligaste arten i dataunderlaget utgörs inte genomgående av målorganismen utan kan vara en organism med likartad anatomi och fysiologi. Eftersom olika pesticider har olika verkningsmekanismer kan vissa arter ha hög känslighet för en typ av pesticider medan andra arter är helt immuna för pesticidens specifika mekanism. Detta medför också att en och samma art inte kan utgöra den känsligaste arten för alla pesticider (Sijm, 2001).

Känslighet för en pesticid varierar mellan arter men en signifikant variation i känslighet för toxiska substanser kan även existera inom arten på grund av miljömässiga faktorer (t ex stress relaterad till näringstillgång, patogener och temperatur) eller på grund av genetiska skillnader hos olika individer (Chapman et al., 1998). Utöver skillnader i känslighet hos olika arter i likartade miljöer kan känsligheten också variera mellan likartade arter som lever i olika miljöer, t.ex. mellan marina- och sötvattenarter (Sijm, 2001).

### **3.7 Övriga faktorer att beakta**

#### **3.7.1 Bioackumulerbarhet och persistens**

Med kunskap om substansers fysikaliska och kemiska egenskaper kan dess uppträdande i olika miljöer till stor del förutsägas. Substanser med låg vattenlöslighet tenderar att söka sig från vattenfasen för att istället lagras i sediment och biota (Klaassen, 2001).

Substanser som binder till partikulärt material inkorporeras så småningom i bottensediment. Eftersom bottensedimentet utgör livsmiljö för många arter kan även substanser som lagras i sedimenten vara exponeringskälla för akvatiska organismer. Sedimentassocierade substanser kan också ha potential för ackumulering i vävnader hos vattenlevande organismer, vilket kan leda till biomagnifiering av substansen i näringsvävens högre nivåer. Sådantillvida kan bioackumulering av substanser i akvatisk miljö utgöra en potentiell fara för fåglar och för andra djurarter som hämtar sin föda därifrån (CCME, 1995b). Att fastställa riktvärden även för sediment och biota kan vara ett sätt att ge vattnekosystemet ett mer allomfattande skydd som tar hänsyn till persistens och till de sedimentassocierande och biomagnifierande substanserna.

Bekämpningsmedlens persistens påverkas främst av nedbrytningshastigheten, men också av hur hårt de adsorberas till markpartiklarna. Persistens uttryckt som den tid som krävs för att 70 - 100 % ska brytas ned, varierar mellan olika kemiska grupper, men också mellan enskilda substanser inom samma grupp. Herbicider som triaziner liksom ureaherbicider kan finnas kvar i miljön i upp till några månader (och under ogynnsamma omständigheter till och med längre), medan fenoxysyror vanligen är betydligt mindre persistenta och kan brytas ner inom någon eller några veckor. Organiska fosforföreningar och karbamater hör till de minst persistenta bekämpningsmedlen (Meybeck et al., 1989).

Dessa egenskaper beaktas i en del metoder för beräkning av riktvärden. Fördelningen organiskt kol mellan vatten och sedimentet kan vid jämvikt, bestämmas genom att använda sig av fördelningskoefficient ( $K_{oc}$ ) som genererats i laboratorium (Klaassen, 2001).

### 3.7.2 Fältstudier

I meso- och mikrokosmstudier studeras substansernas toxicitet i artificiellt konstruerade ekosystem som skapats utomhus. Försöken innefattar ofta mer än en art testorganism och tanken är att omgivande miljö ska erbjuda studien större komplexitet och förankring till naturlig miljö än ett akvarium (Klaassen, 2001).

Fältförsök kan ge en god bild av exponering under inverkan av yttre faktorer som t.ex. ljus och temperatur, men eftersom möjligheten att kontrollera dessa yttre påverkande faktorer är begränsad, är användningen av dessa omdiskuterad (Walker, 2001). I Sverige utgör fältstudier stödinformation, medan man i Storbritannien tillämpar lägre säkerhetsfaktorer om riktvärdet kan jämföras med resultat från fältstudier.

### 3.7.3 ACR

Acute Chronic Ratio (ACR), uttrycker förhållandet mellan det akuta värdet  $LC_{50}$  för en kemikalie och dess kroniska toxicitetsvärde (NOEC) för akvatiska organismer. ACR-värdet är olika för olika kemikalier och kan variera från 1 till 20 000 beroende på kemikalie och beroende av känslighet hos den art som undersöks. De flesta ACR-värden är dock lägre än 1000. Värdet tillämpas ibland för att omvandla akut toxicitetsdata till kronisk (Chapman et al., 1998). Pesticider tillhör den grupp av kemikalier med högst ACR-värden (Kenaga, 1982).

ACR bestäms genom att dividera  $L(E)C_{50}$ -värdet för substansen med ett NOEC-värde från ett kroniskt test utfört på samma art enligt ekvation (1).

$$ACR = \frac{L(E)C_{50}}{NOEC} \quad (1)$$

ACR-värdet tillämpas t.ex. i Kanada. I Storbritannien kan ett lågt ACR-värde bidra till en lägre osäkerhetsfaktor. ACR saknas för många variabler och istället kan då universella faktorer, Application Factors (AF) tillämpas för att omvandla toxicitetsdata (NCET, 1997).

### 3.7.4 QSAR

Att experimentellt fastställa substansers fysikalisk-kemiska egenskaper och toxiska effekter kräver tid och ekonomiska resurser. För många typer av kemikalier finns prediktiva modeller, Quantitative structure-activity relationships (QSAR) som matematiskt bestämmer toxisk verkan. Modellen bygger på att sambandet mellan ämnens molekylstruktur och förmåga att framkalla biologiska effekter är kartlagt. Den kan användas för att bedöma toxicitet hos andra föreningar med liknande kemiska egenskaper (Bernes, 1998). Exempelvis Holland och Storbritannien använder sig av denna beräkningsmodell som stöd till existerande laboratorie- eller fältdata i de fall där informationen är begränsad.

### 3.7.5 Kombinerad toxicitet

I många fall exponeras organismer för kombinationer av kemikalier, vilket kan leda till större risk än vad som förväntas i traditionell riskbedömning för enskilda kemikalier (Battaglin & Fairchild, 2002). Detta är dock helt beroende av vilka substanser som kombineras. I vissa fall har substanserna så fundamentalt olika verkningsmekanismer att deras olika giftverkan inte påverkar varandra. I andra fall kan effekten av två substanser vara additiv dvs. vara summan av de båda substansernas effekter. I ytterligare andra fall kan

substanserna samverka och skapa t ex synergistiska effekter där kombinationen av de båda effekterna resulterar i en effekt som är större än summan av effekterna (Klaassen, 2001). Det finns emellertid inte tillräckligt med forskning på detta område för att man ska kunna dra några långtgående slutsatser om risker förknippade med kombinerad toxicitet och därmed inkludera detta vid beräkningen av riktvärden. Riskerna anses därför vanligtvis inberäknade i osäkerhetsfaktorer. I Holland har man uppmärksammat dessa risker genom att beräkna ett målvärde, Negligible Concentration (NC) utifrån det effektbaserade riktvärdet Maximum Permissible Concentration (MPC). NC utgör 1 % av MPC. Metoden är inte vetenskaplig och det kan inte uteslutas riskerna med kombinerad toxicitet såväl underskattas som överdimensioneras med NC-värdet.

I Storbritannien kan ibland kombinerade riktvärden anges för substanser med strukturella likheter och likartade aktionsmönster (t. ex. totalhalt av triklorobensener eller totalhalt av summa atrazin och simazin) i miljön i syfte att täcka in risker för additiva, antagonistiska och synergistiska effekter (Lepper, 2002). Även i Kanada förekommer en metod för att beräkna guidelines för kombinationer av substanser. Med denna metod kallad WET (Whole Effluent Toxicity), fastställs guidelines genom att undersöka toxicitet i en spädningsserie av utsläpp, skapad på laboratorium. Toxiciteten uttrycks i så kallade Toxicity Units (TU) (EAP, 1996).

### **3.7.6 Endokrina substanser**

Utöver olika toxiska effekter av kemikalier på akvatiska organismer finns också en potentiell risk för hormonella effekter för många av de substanser som ingår i växtskyddsmedel (PAN, 2001). Genom att påverka produktion, utsöndring, transport och verkan av naturliga hormon kan de rubba organismens hormonbalans.

Hormoner har en viktig roll i differentiering av vävnader, vilket gör att organismer i vissa utvecklingsstadier är speciellt känsliga för exponering av kemikalier med hormonell eller antihormonell aktivitet. Endokrina effekter är komplicerade att bedöma då oklarheter råder om endokrinstörande ämnens förhållande mellan dos och respons (Klaassen, 2001). Effekterna representeras inte bland mätvariablerna i de toxicitetstest som används för beräkning av riktvärden utan anses ofta istället täckas in med hjälp av osäkerhetsfaktorer.

### **3.7.7 Biotillgänglighet**

Riktvärden beräknas enligt vissa metoder på totalkoncentrationen i vatten där man antar att 100 % av substansen återfinns i vattenfasen. Substansen kommer i verkligheten att fördela sig mellan de olika matriserna och riktvärden kan därför istället beräknas för vattnets biotillgängliga halt av substansen. För organiska substanser med låg vattenlöslighet finns en risk för att toxiciteten överskattas i laborietester då studierna vanligen utförs vid en konstant koncentration medan exponeringshalten i fält ofta avtar snabbt eftersom dessa substanser tenderar att söka sig från vattenfasen.

Problem kan uppstå med att jämföra uppmätta halter för flera substanser med riktvärdet, om det inte anges huruvida koncentrationen syftar till att substansen är partikulärt bunden eller inte. Amerikanska riktvärdena relateras till vattnets totalkoncentration av substansen (Capel et al., 1997). Svenska riktvärden ska jämföras med den biotillgängliga halten i ett vattenprov. Även holländska riktvärden anges som den biotillgängliga halten av substansen i vattnet vilket innebär att partikulärt bunden substans inte inkluderas. Eftersom uppmätta

halter i Holland uttrycks som totalkoncentration kalibreras uppmätta halter till ett definierat standardvattenprov (van de Plassche, 1994).

### 3.7.8 pH-värde och fenoxisyror

Pesticider fördelar sig i varierande grad, mellan partikelytor och vatten. Pesticidens tendens till sorption beror av dess fysiokemiska egenskaper, partikelns egenskaper och av lösningen vari pesticiden påträffas. Även vattnets pH-värde har visat sig vara en viktig faktor för sorption liksom jonstyrka och halten löst organiskt kol (Capel et al., 1997).

Vattenlösningens pH-värde influerar dessutom syror och basers toxicitet (speciellt för kemikalier med  $pK_a$ -värden nära pH-värdet i fält) eftersom vattnets surhetsgrad är avgörande för om syran föreligger i neutral eller i joniserad form. Syror i neutral form tas upp snabbare av biota än syror i jonform vilket gör att toxiciteten är högre när en större andel föreligger i neutral form. För holländska riktvärden gäller att om MPC för dessa syror överskrids i en miljö med lågt pH, är den ekotoxikologiska risken högre än i miljöer med högre pH-värden (Crommentuijn et al., 1997).

Vissa bekämpningsmedel, exempelvis fenoxisyror, kan föreligga antingen som ester eller som salt i produkten beroende av hur den formuleras. För substanserna diklorprop och mecoprop är esterformen 10-25 gånger mer toxisk än för icke esterform. Då endast saltformen är godkänd i Sverige beräknas det svenska riktvärdet för de båda substanserna med toxicitetsdata som avser saltformen. Holländska riktvärden är däremot beräknade på toxicitetsdata som bygger på esterformen.

### 3.8 Beräkning av riktvärden

Riktvärden kan beräknas på olika sätt. Det vanligaste tillvägagångssättet är att härleda riktvärdet utifrån den lägsta effektkoncentrationen i dataunderlaget, med tillägg av olika stora osäkerhetsfaktorer. Ett mindre vanligt tillvägagångssätt är att istället använda en statistisk metod för att fastställa en säker koncentration. En tredje metod används vid beräkning av amerikanska U.S.National Recommended Water Quality Criteria (U.S.NRWQC), vilken tar separat hänsyn till organismer, växter och till djur längre upp i näringskedjan (Nowell & Resek, 1994).

#### 3.8.1 Tillämpning av osäkerhetsfaktorer

Utifrån den koncentration som inte ger effekter på dataunderlagets känsligaste organism, ska ett riktvärde som omfattar hela vattnekosystemet fastställas. Denna extrapolering är förknippad med ett varierande mått av osäkerhet. För att kompensera för osäkerhetsgraden divideras effektkoncentration för den känsligaste organismen med en osäkerhetsfaktor. Storleksordningen på denna faktor varierar vanligen mellan 10 och 100.

Val av storlek och typ av osäkerhetsfaktor kan vara ett policybeslut mer än ett vetenskapligt baserat beslut då erforderlig underlagsdata för exakta extrapoleringar från kända till okända förhållanden många gånger saknas (Chapman, et al., 1998). Vilken typ av osäkerhet (t ex. hormonella effekter, synergism) man avser att kompensera genom att inkludera en osäkerhetsfaktor varierar mellan olika länder. De kan generellt knytas till följande förhållanden;

- Skillnader i känslighet mellan/inom arter
- Skillnader från laboratoriemiljö till fältförhållande
- Avsaknad av toxicitetsdata
- Skillnader från kort till lång tids exponering
- Skillnader i akuta till kroniska effekter
- Skillnader från ett ekosystem till ett annat
- Variation i biologiska testmetoder
- Begränsad exponeringstid i laboratorium
- Skillnad i arters känslighet på grund av olika testvariabler
- Influens av andra faktorer (synergism)
- Endokrina effekter
- Skillnad mellan resultat från olika laboratorium
- Bioackumulering

Vid beräkning av tyska QT, divideras den lägsta kroniska effektkoncentrationen för den känsligaste arten med en osäkerhetsfaktor  $F_1$  (Compensation factor) av storleken 10. Föreligger ytterligare risker för osäkerhet än de som anses täckas in med osäkerhetsfaktorn  $F_1$  (t.ex. bristfällig effektdata, effektdata på andra arter än standardarter eller då substansens metabolit är mer toxisk än originalsubstansen) kan koncentrationen divideras med ytterligare en osäkerhetsfaktor,  $F_2$  av samma storlek, dvs totalt 100 (UBA, 2001a).

I Storbritannien ges inga detaljerade riktlinjer för beräkning av osäkerhetsfaktorns storlek. Istället uppges en skala av faktorer (extrapolation factors) från 1-100, och lämplig faktor avgörs i varje specifikt fall av den expertis som utför beräkningen. Att på detta sätt låta urval av och kvalitet på dataunderlag bestämma faktorns storlek anses ge tillvägagångssättet mer flexibilitet i valet av osäkerhetsfaktorer (Cole et al., 2003).



I Sverige tillämpas osäkerhetsfaktorer på den lägsta effektdatan enligt ett förfaringssätt som beskrivs i TGD. Generellt gäller att god tillgång på ekotoxikologisk data av hög kvalitet resulterar i lägre osäkerhetsfaktorer och högre riktvärden.

### **3.8.2 Statistisk modell**

Istället för att tillämpa osäkerhetsfaktorer kan ett riktvärde beräknas med en statistisk metod. Metoden bygger på att arters känslighet i ett ekosystem (uttryckt i kroniska NOEC-värden från olika taxonomiska grupper), kan beskrivas som statistisk frekvensfördelning (SSD). Genom att beräkna den 5:e percentilen av SSD kan ett riktvärde fastställas till en koncentration som kan anses säker för 95 % av alla arter i ett vattensystem. Denna metod förutsätter tillgång till ett större antal NOEC-värden än som krävs för beräkning av ett riktvärde med hjälp av osäkerhetsfaktorer. Metoden tillämpas i Holland men har inte använts för många substanser på grund av avsaknad av underlagsdata (Crommentuijn et al., 1997).

### **3.9 Skillnader mellan olika länders riktvärden**

Sverige har tagit fram 102 riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten. De utländska riktvärden som redovisas i rapporten baseras på information om internationella riktvärden som under vintern 2003 fanns publicerad och kan i dagsläget vara uppdaterade (Bilaga 1).

För 49 av de substanser som har svenska riktvärden, saknades det vid sammanställningsdatum motsvarande värden från något av de undersökta länderna. I både Holland och Storbritannien var vid tillfället ett 70-tal riktvärden publicerade och Tyskland hade 38 riktvärden för bekämpningsmedel. Norska miljöfarlighetsindex fanns för 56 olika bekämpningsmedelssubstanser. Jämförelsen nedan gäller enbart substanser för vilka svenska riktvärden tagits fram.

De brittiska EQS-värdet ges i form av ett kroniskt riktvärde, Annual Average (AA) samt ett akut värde, Maximum Allowable Concentration (MAC), vilka ofta skiljer sig åt med en faktor 10. Det svenska riktvärdet ligger närmre det kroniska värdet AA än MAC för alla undersökta substanser. Av de 102 substanser som har svenska riktvärden har brittiska AA och MAC beräknats för 18 respektive 16 substanser. Två respektive ett var lägre än de motsvarande svenska.

Flertalet av riktvärdena i undersökta länder är högre än motsvarande svenska värden. Holländska Maximum Permissible Concentration (MPC) och Negligible Concentration (NC) fanns för 28 av de substanser som har riktvärden. En jämförelse mellan svenska riktvärden och MPC visar att för 6 substanser är de svenska värdena högre. NC utgör 1 % av MPC och beräknas för att uppmärksamma riskerna med additiva eller synergistiska effekter. Målsättningen är att inga substanser ska förekomma i halter högre än NC. Flertalet av de holländska målvärdena (NC) är strängare än svenska riktvärden men för substanserna foxim, iprodion och metazaklor är riktvärdet lägre än NC.

Att svenska värden är lägre beror på en rad olika faktorer i metodologin. Riktvärdet är effektbaserat och tar inte hänsyn till ekonomiska och praktiska möjligheter till efterlevnad. Stora skillnader i toxicitetsdata från de olika källor länderna använder sig av kan vara en orsak till att värdena ser olika ut internationellt. Sämre tillgång på underlagsdata leder i regel till högre osäkerhetsfaktorer och lägre riktvärden varför det är viktigt att arbetet med bekämpningsmedel fortsätter och att värdena uppdateras i takt med att nya studier tillkommer.

### **3.10 Internationella utblickar, hur tillämpas riktvärden?**

#### **3.10.1 Riskbaserade värden som underlag till riktlinjer**

I Sverige har vi valt att basera riktvärden enbart på information om substansernas effekter hos vattenlevande organismer. Ett riktvärde kan emellertid, som i t.ex. Holland, Kanada och USA, även ge utrymme för tekniska, sociala och ekonomiska möjligheter till efterlevnad när den slutgiltiga halten fastställs.

I Holland använder man sig av en harmoniseringsmetod för att riktvärdet i en matris inte ska innebära ett riktvärde i en annan matris överskrids vid jämvikt. Riskbaserade riktvärden (MPC) beräknas först separat för sediment och vatten varpå en fördelningskoefficient sediment/vatten används i en jämviktsmodell. En biokoncentrationsfaktor tillämpas för att även beakta substansens förmåga att bioackumulera i näringskedjan. När värdena harmoniserats ligger de till grund för EQS (redovisade inom parantes, Bilaga 1) som används av lokala, regionala och nationella myndigheter som planeringsmål men även för att bedöma risker med påträffade halter av bekämpningsmedel i vatten (Sijm, 2001).

Skillnaden mellan EQS och MPC för akvatiska organismer är ofta mycket liten. För substanserna karbofuran, mekoprop-P och MCPA är MPC för akvatiska organismer högre än EQS medan EQS är lägre än MPC för ETU.

I USA beräknas riktvärden för olika vattenrelaterade ändamål (t.ex. fiske/konsumtion, dricksvatten, sedimentkvalitet och bevattning). Vilket av riktvärdena som ska ha en överordnad roll i ett område kan avgöras utifrån förutsättningarna för efterlevnad, men målsättningen är att det vattenrelaterade ändamål med lägst riktvärde ska gälla.

#### **3.10.2 Riktvärden utgör målsättningar och uppföljningsinstrument**

I undersökta länder är riktvärden inte juridiskt bindande. Värdena anger landets målsättning eller policy för att skydda miljön. Användningen av riktvärden baseras ofta på data från någon form av systematisk övervakning. Här kan de användas i samband med rapportering av resultat från miljöövervakning, underlätta utvärdering av miljöarbeten och åtgärdsprogram samt fungera som varningssignal för en negativ utveckling.

I Holland jämförs riktvärdena med 90:e percentilen av uppmätta halter (time-averaged value) under ett år. Övervakningsdata har presenterats substansvis i form av antalet mätstationer där MPC och NC överskrids (>MPC och >NC), antalet mätstationer där MPC och NC underskrids (<MPC och <NC) samt antalet mätstationer där 90:e percentilen av uppmätta halter inte kunnat analyseras (Crommenvijn, 1997).

I Tyskland har ett sjukskaligt klassificeringsschema för ytvattenkvalitet formats utifrån Quality Targets (QT). Vattenkvalitetsklass II representerar halter i närheten av QT. I högsta klassen är halten ca 8 gånger högre än QT och i lägsta klassen finns inga påvisade halter av substansen. För att ett kvalitetsmål ska bedömas som uppfyllt för en substans ska antingen medelvärdet av uppmätta halter understiga halva QT (klass I-II) eller får 90:e percentilen av uppmätta halter under ett år inte överstiga QT (klass II enligt klassificeringsschemat).

De sju olika klasserna har försetts med olika färger vilka sedan redovisas karteografiskt (där alla mätstationer visas) för utvalda substanser. Vid eventuella överskridanden av QT utreds

orsakerna. Genom att följa upp föroreningar substansvis med detta instrument underlättas identifiering av källorna samt arbetet med att förbättra vattenkvaliteten (UBA, 2001b).

I Kanada har man tagit fram en metod för att utifrån Water Quality Guidelines (WQG) eller områdesspecifika Water Quality Objectives (WQO), beräkna ett index. Water Quality Index (WQI) är ett matematiskt redskap som sammanför olika typer av vattenkvalitetsdata. Indexberäkningen baseras på en kombination av antalet substanser vars WQG/WQO överskrids, frekvensen med vilken de överskrids och den sammanlagda storleken av alla CWQG/WQO-överskridningar. Faktorerna aggregeras till ett indexvärde mellan 0 och 100, där 100 motsvarar högsta kvalitet. Indexvärdet används sedan för att ranka vattenkvalitet enligt ett femskaligt schema. Systemet med WQI har utarbetats för att underlätta rapportering från övervakning och jämförelser mellan olika lokalers vattenkvalitet (CCME, 2001).

### **3.10.3 Att kontrollera efterlevnad av riktvärden**

Att fastställa riktvärden är en viktig del i arbetet med att förbättra ytvattenkvalitet. Det är också av stor betydelse hur efterlevnad kontrolleras, dvs. hur mätningar ska utföras och hur uppmätta halter ska jämföras med etablerade standarder. Detta är ett område där inte mycket litteratur finns att tillgå.

Inte i något av de studerade länderna finns omfattande och tydliga instruktioner för hur mätmetoder och provtagning ska utformas och vilka villkor som måste uppfyllas för att framtagna riktvärden ska kunna tillämpas i praktiken.

**Tabell 1.** Sammanställning av de definitioner för vatten-/sedimentkvalitet som omnämns i rapporten

| Land           | Benämning | Definition                         | Kommentar   |  |
|----------------|-----------|------------------------------------|---|--|
| USA            | WQS       | Water Quality Standard             | Innefattas av komponenterna användningsområde, WQC och policy   |  |
|                | - WQC     | Water Quality Criteria             | Riskbaserat. Tas fram utifrån vetenskapliga studier. Beräknas separat för kroniska och akuta effekter | Kan anpassas för lokal tillämpning   |
|                | • CCC     | Criterion Continuous Concentration | Relaterar till fyra dagars exponering   |  |
|                | • CMC     | Criteria Maximum Concentration     | Relaterar till en timmes exponering   |  |
| Kanada         | EQG       | Environmental Quality Guideline    | Generella riktlinjer för miljömål   |  |
|                | - WQG     | Water Quality Guideline            | Riskbaserade riktlinjer för vatten. Baseras på vetenskapliga studier                                  | Beräknas för olika användningsomr.   |
|                | • WQO     | Water Quality Objective            | Lokalt anpassade WQG beräknade enligt samma princip som WQG   | Hänsyn kan tas till tekniska, ekon. och soc. förutsättningar för efterlevnad |
|                | ▪ WQI     | Water Quality Index                | Uppföljningsinstrument baserat på WQG el. WQO   |  |
|                | - SQG     | Sediment Quality Guideline         | Riskbaserade riktlinjer för sediment. Baseras på vetenskapliga studier                                |  |
|                | • SQO     | Sediment Quality Objective         | Lokalt anpassade SQG  |  |
| Holland        | EQS       | Environmental Quality Standard     | Planeringsmål för givna tidsperioder. Fastställs utifrån harmoniserade ERL                            | Hänsyn kan tas till tekniska, ekon. och soc. förutsättningar för efterlevnad |
|                | - ERL     | Environmental Risk Limit           | Riskbaserat. Tas fram utifrån vetenskapliga studier.  |  |
|                | • MPC     | Maximum Permissible Concentration  | Riskbaserat. Tas fram utifrån vetenskapliga studier   | Beräknas även för sediment   |
|                | • NC      | Negligible Concentration           | 1 % av MPC. Målsättning som ska inkludera risk för kombinerad toxicitet                               |  |
| Norge          | MFI       | Miljöfarlighetsindex               | Uppmätt halt i miljön/toxicitetsmått (LD <sub>50</sub> el. EC <sub>50</sub> )                         |  |
| Storbritannien | EQS       | Environmental Quality Standard     | Riskbaserade riktlinjer. Beräknas separat för kroniska och akuta effekter                             |  |
|                | - MAC     | Maximum Allowable Concentration    | Säker halt för kortare tids exponering  |  |
|                | - AA      | Annual Average                     | Säker halt för kontinuerlig exponering  |  |
| Tyskland       | QT        | Quality Target                     | Riskbaserade riktlinjer för vatten. Beräknade utifrån vetenskapliga studier                           |  |

| <b>Land</b>                     | <b>Benämning</b> |   | <b>Definition</b>  | <b>Kommentar</b> |
|---------------------------------|------------------|---|--|------------------|
| EU<br>(Fraunhofer<br>Institute) | QS               | Quality Standard                                  | Riskbaserade riktlinjer för vatten. Beräknade utifrån vetenskapliga studier. Kan beräknas för både kroniska och akuta effekter |                  |
|                                 | - MAC-QS         | Maximum Acceptable Concentration-Quality Standard | Säker halt för kortare tids exponering   |                  |
|                                 | - AA-QS          | Annual Average-Quality Standard                   | Säker halt för kontinuerlig exponering   |                  |
| Sverige                         | Riktvärde        |   | Riskbaserade planeringsmål för ytvatten  |                  |

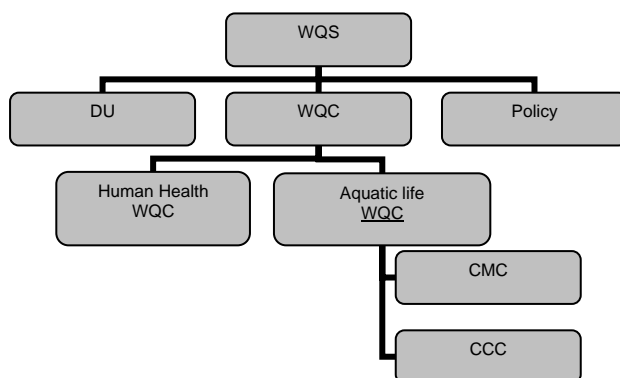
## 4 AMERIKANSKA WATER QUALITY CRITERIA

Ytvattenkvaliteten i USA skyddas av författningen Clean Water Act (CWA) vilken har som målsättning att återställa och bevara kvaliteten hos nationens floder, sjöar, flodmynningar, kustvatten och våtmarker (EPA, 2002c). Genom CWA har en struktur för reglering av föroreningsutsläpp etablerats och i enlighet med lagen ska vattenkvalitetsnormer, kallade Water Quality Standards (WQS), fastställas för föroreningar i ytvatten (EPA, 2003b).

Varje delstat, liksom indianstam, fattar själva beslut kring lagstiftning för vattenkvalitet och har egna rättsliga och administrativa procedurer för att anta WQS. Generellt formuleras ett utkast av en arbetsgrupp. Utkastet med föreslagna kvalitetsnormer, inklusive stödinformation, granskas av USAs miljöskyddsorgan, United States Environmental Protection Agency (U.S.EPA) varpå det offentliggörs. Delstaten är sedan skyldig att redovisa de åsikter om, och invändningar mot, förslaget som tagits emot under allmänna "hearings" innan det kan implementeras i den lokala författningen (EPA, 2003c).

### 4.1 Definitioner

Vattenkvalitetsnormerna (WQS) innefattar tre olika komponenter (Figur 1): *i*) Indelning i användningsområden, s.k. Designated Uses (DU), *ii*) Kriterier för att skydda dessa användningsområden, s.k. Water Quality Criteria (WQC) och *iii*) En policy för hur DU och WQC ska tillämpas (EPA, 2002b).



**Figur 1.** Innebörden av det amerikanska begreppet Water Quality Standard (WQS).

#### 4.1.1 Indelning i användningsområden (DU)

Genom att specificera vattnets användningsområden erhålls en uppfattning om vilken kvalitet vattnet bör uppnå. Vanligt förekommande indelningar är akvatiskt liv, dricksvatten, rekreationsvatten, vatten för fiske/konsumtion och vatten för jordbruks- och industriellt bruk.

Användningsområden kan i sin tur delas in i olika undergrupper. Dricksvatten kan exempelvis delas in i kategorierna behandlat och obehandlat vatten. Vatten från floder eller sjöar som senare renas i vattenverk innan det distribueras till allmänheten kan därför tillåtas ha en högre koncentration av föroreningar än vatten som inte är föremål för behandling. Likaså kan rekreationsvatten delas in i kategorier med skilda kvalitetskrav beroende av i vilken utsträckning aktivitetsutövare kommer i kontakt med vattnet. Vatten som t.ex. utnyttjas för kanotfärder anses falla under kategorin "vatten med korttidskontakt", medan badvatten hamnar i kategorin "vatten med långtidskontakt".

Olika vattenområden, liksom olika delar av samma vattenområde, kan erhålla olika kombinationer av DU. När ett område klassificerats till mer än ett DU, vilket vanligtvis är fallet, ska det DU med strängast kvalitetskrav ha en överordnad roll i regleringsprogrammet. Ekonomiska faktorer kan dock också beaktas vid fastställande av DU för ett vattenområde (EPA, 2002c).

#### **4.1.2 Water Quality Criteria (WQC)**

WQC anger värden som inte bör överskridas för olika typer av föroreningar eller parametrar såsom temperatur och pH-värde. WQC kan också uttryckas icke-numeriskt i form av biokriterier som beskriver biologiska samhällens diversitet, produktivitet och stabilitet. Riktvärdet anger också ett tidsspänn under vilket värdet ska gälla (EPA, 2002c) liksom hur ofta det är acceptabelt att specifika kombinationer av koncentration och varaktighet överskrids (Capel et al., 1997).

WQC baseras enbart på vetenskapliga studier och bedömningar av relationen mellan en substans koncentration och dess effekter i miljön eller hälsoeffekter på människa. Ingen hänsyn tas till vad som är ekonomiskt och tekniskt rimligt för att uppnå dessa koncentrationer.

De nationella kriterier som tagits fram av U.S.EPA under CWA för att skydda akvatiska organismer går under samlingsnamnet U.S.National Recommended Water Quality Criteria (NRWQC) (EPA, 2002a).

#### **4.1.3 Policy**

I policydelen av kvalitetsnormerna, WQS, beskrivs hur DU och WQC ska tillämpas. Tillämpningen ska spegla lagstiftningens målsättning om skydd av olika vattenmiljöer och ibland även utökning av områden lämpliga för t.ex. bad och fiske. Målsättningen omfattar alla vatten under förutsättning att det är praktiskt möjligt att efterleva denna målsättning. Om ett område på grund av bristande ekonomiska och tekniska tillgångar inte bedöms kunna leva upp till gällande DU kan en nedgradering till ett DU med lägre kvalitetskrav genomföras (EPA, 2002c).

### **4.2 Matriser och användningsområden**

Varje typ av nationell kvalitetsnorm är specifik för en viss matris. Normer kan t.ex. tas fram för vatten, sediment, fisk eller skaldjursvävnad. En standard har som målsättning att skydda ett eller flera av vattnets användningsområden såsom dricksvatten, fisk och skaldjurskonsumtion, vattenlevande organismer och/eller biota (Nowell & Resek, 1994).

WQC är indelade i två olika kategorier där den ena innehåller kriterier till skydd för människors hälsa, s.k. Human Health Ambient WQC, och den andra kriterier för att skydda vattenekosystemen, s.k. Aquatic Life Ambient WQC (EPA, 2002a).

#### **4.2.1 Human Health Ambient Water Quality Criteria**

WQC har tagits fram för att skydda människors hälsa. För toxiska, icke carcinogena substanser, anges den högsta halt som inte orsaka negativa hälsoeffekter. För carcinogener, och även misstänkta carcinogener, anges den koncentration över vilken en ökande cancerrisk föreligger.

Vid beräkning av Human Health Ambient WQC tas hänsyn till exponering av en toxisk substans genom konsumtion både via vatten och via akvatiska organismer (fisk och skaldjur, som antas ha biokoncentrerat substansen från omgivande vatten). Vid alla beräkningar antas



100 % av exponeringen komma från en konsumtion av två liter vatten och 6,5 g av fisk eller skaldjur från söt- eller saltvatten. För icke carcinogener resulterar detta i följande formel (Ekvation 1):

$$C[\text{vatten}] \text{ (mg/l)} = \frac{(\text{RfD}) * (70\text{-kg kroppsvikt})}{[(0,0065 \text{ kg fisk/dag}) * (\text{BCF})] + 2 \text{ l/dag}} \quad (1)$$

RfD - Referensdosen anger säker koncentration för daglig exponering under en livstid (70 år) för människa (mg/kg kroppsvikt)/dag. RfD motsvarar det dagliga intaget TDI för icke carcinogener och fastställs i form av ett NOAEL-värde (No Observed Adverse Effect Level) (Nowell & Resek, 1994).

BCF – Biokoncentrationsfaktor. När BCF beräknas för fisk antas att en stabil BCF för en fettlöslig substans är proportionell mot procent lipidinnehåll i testorganismen. BCF värden har tagits fram från både fält och laboratorietest där det procentuella lipidinnehållet är känt. Därefter har varje BCF-värde normaliserats för 1 % lipider. Det geometriska medelvärdet för normaliserade BCF-värden kalkyleras och justeras med faktorn 3 för att svara mot medeltalet på procentuellt lipidinnehåll i fisk och skaldjur som konsumeras i USA. BCF-värden har även tagits från fördelningskoefficienten för oktanol-vatten  $K_{ow}$ .

Begreppet biokoncentration avser akvatiska organismers upptag av substans från omgivande vatten, medan begreppet bioackumulering också beaktar upptag från andra källor (t.ex. via födointag och sediment) hos fisk och skaldjur. Framöver planeras begreppet bioackumuleringsfaktor att ersätta biokoncentrationsfaktor vid beräkning av WQC (EPA, 2000).

## 4.2.2 Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria

Metoden för att ta fram Aquatic Life Ambient WQC ändrades 1985, vilket gör att det föreligger två typer av akuta och kroniska kriterier (se Bilaga 1). De kriterier som togs fram före 1985 benämns ”the Final Acute Value” (FAV) och ”the Final Chronic Value” (FCV). Värden framtagna efter 1985 benämns Criteria Maximum Concentration (CMC) och Criterion Continuous Concentration (CCC) och innebar att de enklare FAV- och FCV-värden istället ingick i en mer komplex beräkningsmetod (se nedan).

Kriterier beräknas separat för marina respektive sötvattenorganismer. En sammanställning visar att för 35 % av de kroniska kriterierna skiljer sig sötvattenkriterierna från de marina kriterierna med en faktor fem eller högre (CCME, 1991).

En urvalsprocess för beräkning av nya riktvärden för kemikalier i vatten är under utarbetning (EPA, 2003a), vilken troligen innebär bl.a. att man framöver kommer att prioritera arbetet med att ta fram kriterier för bioackumulerande substanser (EPA, 2000).

### 4.2.2.1 Testorganismer

Beräkning av akvatiska WQC kräver stor tillgång på ekotoxikologisk data. Underlaget ska utgöras av resultat från tester på akvatiska organismer från minst en art av vardera minst åtta olika familjer. Datakravet inbegriper laxfisk och en annan fiskfamilj, ryggsängsdjur (*chordata*) och två typer av kräftdjur (*planktonic crustacean* och *benthic crustacean*), insekter samt något test utfört på hjuldjur, borstmusk eller blötdjur. Underlagsdata ska härröra från organismens känsligaste livsstadium. Tillvägagångssättet bygger på att det finns resultat från

sammanlagt 16 akuttoxicitetstest, tre kroniska test, två växttest och en bioackumuleringsstudie (Bro-Rasmussen, et al., 1994). WQC fastställs sedan till den koncentration som anses säker för 95 % av arterna som ingår i dataunderlaget.

#### 4.2.2.2 Beräkning av akuta och kroniska koncentrationer

Fram till år 1985 publicerades WQC för kort- och långtidsexponering i form av det momentana värdet FAV och det kroniska värdet FCV baserat på 4 dagars exponering. Efter en omarbetning av metoderna infördes istället begreppen Criteria Maximum Concentration (CMC) relaterat till en timmes exponering och Criterion Continuous Concentration (CCC) relaterat till fyra dagars exponering (Figur 1). LOEC-värden ligger till grund för de kroniska kriterierna medan akut toxicitetsdata utgör basen för beräkning av de akuta kriterierna (Nowell & Resek, 1994).

#### 4.2.2.3 Criteria Maximum Concentration (CMC)

Det akuta riktvärdet CMC anger den högsta koncentrationen ett vattensystem kan utsättas för under en timme utan att negativa effekter drabbar 95 % av arterna. Om detta värde inte överskrids mer än en gång under tre år beräknas det akvatiska systemet kunna återhämta sig utan oacceptabla effekter.

CMC-värdet erhålls genom att dividera det momentana FAV-värdet (framtaget under guidelines från 1980) med två. FAV är en tröskelkoncentration som är lägre än akuttoxisk koncentration för 95 % av testade arter. Värdet av FAV erhålls ur följande samband (Ekvation 2, 3 och 4):

$$S^2 = \frac{\sum[(\ln \text{GMAV})^2] - \{[\sum(\ln \text{GMAV})]^2 / 4\}}{(P) - [(\sum\sqrt{P})^2 / 4]} \quad (2)$$

$$A = s\sqrt{0,05} + [\sum(\ln \text{GMAV}) - s(\sum\sqrt{P})]/4 \quad (3)$$

$$\text{FAV} = e^A \quad (4)$$

GMAV = Genus Mean Acute Value är ett geometriskt medeltal av Species Mean Acute Value (SMAV). SMAV är det geometriska medeltalet av alla toxicitetstest på en och samma art (t.ex. medeltal av toxisk halt baserad på alla test utförda på *Daphnia magna*). GMAV är ett geometriskt medeltal som representerar en familj (t.ex. baserat på SMAV för *D.magna*, *D. pulex* och *D. ambigua*). De fyra lägsta GMAV-värdena rankas från det lägsta värdet (R = 1) till högsta värdet (R = n).

P = Cummulativ probability är sannolikheten kalkylerad för varje GMAV genom formeln:  $P = (R/n + 1)$ . De fyra GMAV-värdena vars kummulativ sannolikhet ligger närmast 0,05 väljs. Från dessa fyra GMAV och deras P- värden beräknas FAV.

$S^2$  = variansen hos proverna

A = en mellanliggande variabel som kalkyleras utifrån GMAV och associerande P-värden.

FAV = the Final Acute Value

När ett värde för FAV erhållits kan CMC beräknas enligt ekvation (5):

$$\text{CMC} = (\text{FAV})/2 \quad (5) \quad (\text{Nowell \& Resek, 1994})$$

#### **4.2.2.4 Criterion Continuous Concentration (CCC)**

Det kroniska riktvärdet CCC anger den högsta koncentrationen ett vattenecosystem kan utsättas för kontinuerligt under fyra dagar utan negativa effekter. För att kunna beräkna CCC måste de tre skilda parametrarna "the final chronic value" (FCV), "the final plant value" (FPV) och "the final residue value" (FRV) vara kända.

Med FPV avses det lägsta resultatet från ett toxicitetstest där mätvariabel av biologisk vikt kan mätas på en ekologiskt relevant akvatisk växt (Nowell & Resek, 1994). I FRV-värdet ska en passande biokoncentrationsfaktor inorporeras för att skydda djur längre upp i näringskedjan. Den maximalt tillåtna vävnadskoncentrationen divideras med biokoncentrationsfaktorn. Det slutgiltiga kroniska riktvärdet sätts jämbördigt med det lägsta av de tre värdena (Capel, et al., 1997).

FCV avser den högsta koncentration för vilken inga negativa effekter kan förväntas hos 95 % av individerna i en sammansatt grupp med många olika arter under fyra dagars exponering. För substanser som fått sina AWQC tilldelade enligt guidelines från 1980 utgör detta värde det kroniska riktvärdet. Om kroniska toxicitetstest finns tillgängliga för arter i åtta olika familjer kan FCV beräknas enligt samma samband och tillvägagångssätt som för det motsvarande akuta värdet (se ekvation 2, 3 och 4) där;

SMCV = Species Mean Chronic Value beräknas utifrån kroniska toxicitetstest som det geometriska medeltalet av alla toxicitetstest på en och samma art, där toxisk koncentration uppmätts

GMCV = Genus Mean Chronic Value är det geometriska medeltalet för de SMCV som finns tillgängliga för aktuellt genus. Då toxicitetsdata saknas kan förhållandet mellan akut och kronisk toxicitet beräknas för varje kroniskt värde som har åtminstone ett motsvarande värde från akut studie. Förhållandet kan, beroende av tillgänglig data, beräknas enligt fyra olika metoder.

Alternativt kan ACR beräknas för varje kroniskt värde för vilka minst ett korresponderande Akuttoxiskt värde finns tillgängligt. FCV beräknas då enligt ekvation (6).

$$\text{FCV} = (\text{FAV})/(\text{ACR}) \quad (6)$$

## 4.3 Tillämpning

### 4.3.1 Totalkoncentration

Existerande kriterier har fastställts på basis av total koncentration i vatten (ofiltrerat vatten) snarare än på biotillgänglig koncentration. Skillnaden blir inte stor för oladdade organiska föreningar med låga  $K_{ow}$ -värden, men kan bli markanta för substanser med högre  $K_{ow}$ -värden. Eftersom WQC tagits fram för den totala koncentrationen är det olämpligt att jämföra dem med uppmätta biotillgängliga halter (filtrerade prov) utan att beakta den procentuella andelen av substansens totala koncentration som var tillgänglig i de toxicitetstest som WQC beräknats utifrån. Detta innebär att direkta tolkningar av vattnets kvalitet baserade på jämförelser mellan WQC och uppmätta halter av oladdade organiska föreningar, är mindre tillförlitliga. Trots att man saknar riktvärden för biotillgängliga halter anses det vara intressant att jämföra de nuvarande kriterierna med halter av lipofila föroreningar i både filtrerade och ofiltrerade prover. Trenden verkar emellertid peka mot att uttrycka framtida WQC i procent av total koncentration.

I föreskrifter från U.S.EPA finns guidelines för provtagning vid analys av pesticider. Provtagningen ska följa ”conventional sampling practices” åberopad av American Society for Testing and Materials (ASTM) (Nowell & Resek, 1994).

### 4.3.2 Jämförelse med uppmätta halter

U.S.EPAs akuta och kroniska riktvärden baseras på en timmes (CMC) respektive fyra dagars (CCC) exponeringstid, samtidigt som de oftast jämförs med resultat från momentanprov. Ett överskridande av riktvärdet anses därför inte alltid innebära negativa effekter för de akvatiska organismerna om det inte kan göras sannolikt att den överskridande koncentrationen varat i minst en timme eller i fyra dagar.

Det akvatiska ekosystemet anses ha möjlighet att återhämta sig och på lång sikt upprätthålla en god vattenstatus om riktvärdena överskrids högst en gång under en treårsperiod. Därför relateras både det kroniska och akuta värdet till ett överskridande under en tidsperiod av tre år (Capel, et al., 1997). Detta innebär att upprepade provtagningar som anger medelvärde baserade på en timme respektive fyra dagar, under en treårsperiod krävs för att säkerställa att vattnets kvalitet uppfyller de krav som ställs.

Resultat från momentanprovtagning utnyttjas dock vanligen vid jämförelse med kriterierna. Om uppmätt halt överskrider akutvärdet FAV (dvs. CMC-värdet x 2) kan det ge upphov till skadliga effekter på akvatiskt liv eftersom värdet anger en momentan koncentration där ekotoxikologiska effekter kan uppkomma. I nästa steg antas att det finns en risk för skadliga effekter om CMC-värdet överskrids under en timme och om ytterligare överskridanden sker inom loppet av tre år. Slutligen kan negativa effekter på det akvatiska livet uppstå om uppmätta halter överskrider CCC-värdet och halten bibehålls under fyra dagar, samt om det inom de tre följande åren sker ytterligare ett överskridande (Nowell & Resek, 1994).

### 4.3.3 Så används WQC

Amerikanska Naturvårdsverket (U.S.EPA) arbetar med att ta fram, publicera och uppdatera riktvärden (WQC). De ska även tillhandahålla en vägledning och hjälpa delstaterna att ta dessa värden i bruk. För detta arbete ansvarar U.S.EPAs vattenkontor (OW) och kontor för teknologi och vetenskap (OST). Tio regionala EPA-kontor leder samarbetet med de olika delstaterna (EPA, 2003a).

Delstaterna ska anta WQC för de substanser som U.S.EPA presenterar under Sektion 304 (a) i CWA och för vilka spridning och förekomst kan förväntas inom de olika användningsområden som specificerats (EPA, 2000). Systemet ger möjlighet till lokalt anpassade kriterier för specifika områden där delstaterna kan anta strängare värden än de som föreslås av U.S.EPA. Regionalt fattade beslut anses ge kriterier som är bättre anpassade efter de lokala förhållandena och exponeringsmönstren (EPA, 2000).

WQC är inte juridiskt bindande utan används främst som redskap vid införandet av olika miljöprogram (EPA, 2002c). Lagen anger dock att enskilda delstater är skyldiga att upprätthålla och granska sina kvalitetsnormer minst vart tredje år.

## **5 KANADENSISKA RIKTLINJER FÖR VATTENKVALITET (CWQG)**

Den federala miljöskyddslagen anstiftad av Kanadas Naturvårdsverk (Canadian Environmental Protection Act; CEPA), anger generella riktlinjer för miljökvalitetsmålen; Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG). CEQG tas fram i samarbete mellan den federala regeringen och de olika provinserna eller territorierna medan administrationen sköts regionalt (Environment Canada, 2003).

När det gäller vattenmiljö har särskilda riktlinjer utarbetats; Canadian Water Quality Guidelines (CWQG). Dessa utgör en vetenskaplig måttstock som inte tar hänsyn till om målet är möjligt att realisera eller inte och används som ett verktyg för att kartlägga problem kopplade till vattenkvalitet (CCME, 1999a). CWQG för toxiska substanser och andra parametrar anges vanligtvis i form av ett maxvärde som inte bör överskridas, men kan också beskrivas icke-numeriskt. CWQG har tagits fram för sex olika vattenrelaterade ändamål (Environment Canada, 2003):

- vattenkvalitet för skydd av den akvatiska miljön
- vattenkvalitet vid jordbrukets nyttjande
- sedimentkvalitet för skydd av akvatiskt liv
- resthalter i kroppen för skydd av djurens liv
- vattenkvalitet för dricksvatten
- vattenkvalitet vid rekreation

### **5.1 Riktlinjer för skydd av akvatiskt liv**

Substanser för vilka CWQG ska tas fram prioriteras med hänsyn till en lista utarbetad från miljöskyddslagen. Värdena avser både växter och djur i sjöar, floder och hav. De ska skydda alla former av akvatiskt liv liksom hela livscyklerna hos de levande organismerna (Environment Canada, 2003). Separata CWQG tas fram för marina vatten enligt samma procedur som för sötvatten. De marina arterna representeras av arter som finns i både kustområden och öppna hav (CCME, 1999a).

#### **5.1.1 Testorganismer**

Varje toxikologisk studie utvärderas och klassificeras under primär, sekundär och oacceptabel. Underlaget för guidelines utgörs av primär data medan endast provisoriska guidelines kan härledas ur sekundär underlagsdata. Oacceptabel data rapporteras men används inte för att ta fram en guideline.

För att fastställa riktvärden måste det finnas studier av organismer från olika trofnivåer, liksom från olika inhemska arter (Tabell 2). Minimikravet för att en guideline ska tas fram utgörs av två akuta och/eller kroniska studier utförda på minst två inhemska fiskarter, varav en representerande kallvattenarter. Det ska i underlaget också finnas minst två akuta och/eller kroniska studier utförda på minst två inhemska arter av ryggradslösa djur från olika klasser varav en representerar planktonarter. Uppfylls inte minimikraven fastställs istället en provisorisk guideline (CCME, 1999a).

**Tabell 2.** Krav på underlagsdata från tre trofinivåer, för beräkning av Canadian Quality Guidelines efter CCME, (1999a)

| Trofinivå          | Exempel på taxonomisk grupp  |
|--------------------|--|
| Primär producent   | Minst 1 studie utförd på kärlväxt el. alg. För fytotoxiska substanser krävs 4 L(E)C <sub>50</sub> -el. LOEC-värde fr. studier utförda på växt- el. algarter som inte är målorganismer. |
| Primär konsument   | Minst två LOEC-värden fr. minst 2 arter av ryggradslösa djur representerande olika klasser, varav 1 är planktonart.  |
| Sekundär konsument | Minst 3 fiskstudier på minst 3 sötvattenarter varav 1 kallvattenart och 1 varmvattenart, där minst 2 av studierna ska vara kroniska.   |

### 5.1.2 Kronisk och akut toxicitetsdata

CWQG baseras på den lägsta halt som visat sig ge effekt på den känsligaste av undersökta akvatiska arter under dess känsligaste livsstadium (LOEL-värden). Studierna är kroniska och utförs vid koncentrationer då organismen överlever (ickeletala tester). Om sådana kroniska testdata saknas kan istället akuttoxiska värden omvandlas till kroniska med ett känt ACR-värde (se avsnitt 4.7.4). I de fall ACR-värden saknas tillämpas istället universella ”applikationsfaktorer” (AF) för att omvandla L(E)C<sub>50</sub>-värden till kroniska värden (Tabell 3).

**Tabell 3.** Tillämpade ”application factors” för att omvandling av L(E)C<sub>50</sub>-värden till kronisk toxicitetsdata vid avsaknad av ACR-värden för en Substans efter CCME (1999a)

| Substansegenskap           | Application Factor |
|----------------------------|--------------------|
| Persistent                 | 0.01               |
| Ej persistent <sup>a</sup> | 0.05               |

<sup>a</sup>Substanser med halveringstid (t<sub>1/2</sub>) i vatten < 8 veckor.

### 5.1.3 Osäkerhetsfaktor

För att få det slutgiltiga värdet för en guideline tillämpas osäkerhetsfaktorn 10 på det lägsta LOEL-värdet. Osäkerhetsfaktorn ska täcka in variation i känslighet för olika substanser kopplat till skillnader mellan olika arter, olika testvariabler och mellan fält- och laboratorieförhållande (CCME, 1999a).

## 5.2 Vattenkvalitet för jordbrukets vattenanvändning

CWQG för jordbrukets användning gäller för bevattning och boskapsskötsel och ska skydda både grödor och kreatur från toxiska substanser. Värdena är rekommenderade koncentrationsnivåer där inga skadliga effekter på grödor och boskap kan förväntas. De fastställs utifrån grödans känslighet och maximala bevattningshastighet. Toxicitetsdata hämtas från studier på de känsligaste arterna utförda under deras känsligaste livsstadium. När CWQG tas fram för boskap ska studier utförda på inhemsk boskap ligga till grund men underlaget ska även innefattas av bioackumuleringsstudier och test på fåglar (CCME, 1999c).

## 5.3 Riktvärden för sedimentkvalitet

Canadian Sediment Quality Guidelines (CSQG) syftar att skydda alla typer av akvatiskt liv under den känsligaste fasen av livscykeln då de exponeras för sedimentbundna substanser. Proceduren för att ta fram riktvärden sker på två sätt (se vidare kap. 6) (CCME, 1999b).

## **5.4 Riktvärden för dricksvatten**

Det federala departementet Health Canada, föreslår nationella riktvärden för dricksvatten som sedan fastställs av Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water (CDW). Den maximalt accepterade koncentrationen (MAC) anger den högsta koncentration som inte ger negativa effekter under en livstids exponering. Ambitionen är att MAC ska vara möjlig att uppnå med tillgängliga ekonomiska resurser och analytiska metoder. I de fall då MAC-värdet inte anses ekonomiskt eller tekniskt rimligt att uppnå fastställs av Health Canada istället ett provisorisk och lägre värde kallat interimMAC (IMAC) (Health Canada, 2003).

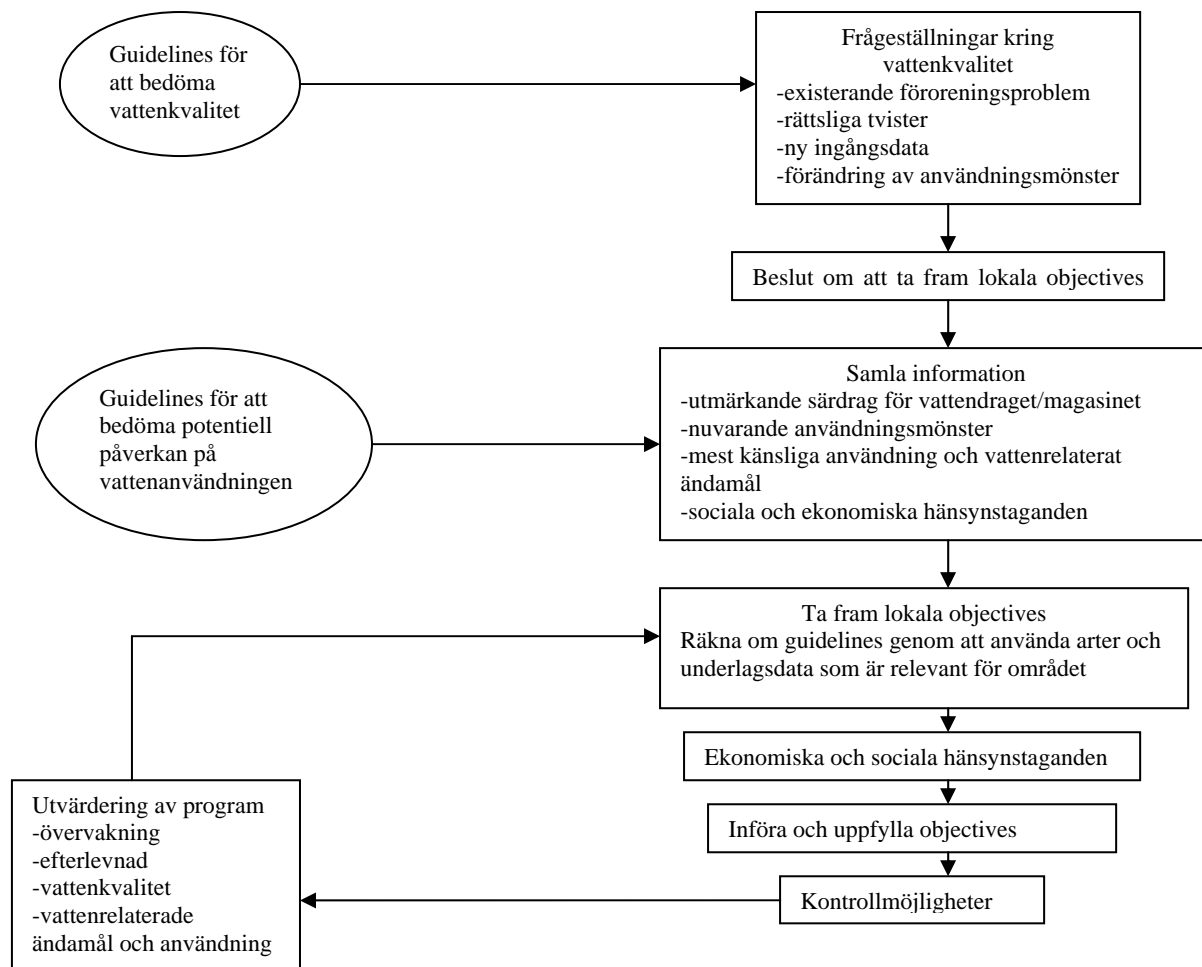
## **5.5 Tillämpning av kanadensiska riktvärden**

### **5.5.1 Lokalt anpassade riktvärden**

CWQG för akvatiskt liv tas fram under det federala departementet "Environment Canada" men ett samarbetsorgan bestående av miljöministrar från Kanadas olika territorium och provinser, Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) fattar det slutgiltiga beslutet om guidelines (Environment Canada, 2003). CWQG utfärdade av miljöministerrådet används för att initialt kartlägga och bedöma vattenkvalitet, men också för att avgöra om det finns behov av lokalt anpassade guidelines (Figur 2).

Lokalt anpassade guidelines, Water Quality Objectives (WQO) beräknas enligt samma principer som nationella guidelines i de olika provinserna, men baseras istället på arter och miljötillstånd relevanta för området. Beräkningar av områdesspecifika WQO kräver kunskap om områdets kemiska, fysikaliska och biologiska tillstånd då det är opåverkat av mänsklig aktivitet. Sociala och ekonomiska förutsättningar i området bör också vara kända då även rimlighet för att WQO efterlevs värderas. Objectives kan exempelvis utgöra ett krav som ska mötas då utsläppstillstånd ges. Generellt vägs de sociala och ekonomiska faktorerna in genom att anpassa den tidsgräns då WQO ska vara uppfylld (CCME, 1999a).





**Figur 2.** Översikt av tillämpning av guidelines i Kanadas arbete med vattenkvalitet efter CCME, (1999a).

Den praktiska tillämpningen av CWQG i de 13 olika provinserna och territorierna varierar. Övervakningsprogrammen är inte alltid jämförbara och det finns inget nätverk för informationsutbyte (de Rosemond, 2002). Endast i ett fåtal av delstaterna har lokala CWQO tagits fram (Morgan & Cole, 2000). I British Columbia fastställs lokala mål enligt två principer. För ”exceptionellt värdefulla” vattenförekomster fastställs mål i syfte att undvika försämring av existerande vattenkvalitet, medan det för övriga vattenförekomster tillåts en viss försämring av den existerande vattenkvaliteten (BC, 2001). I provinsen Alberta tillämpas både akuta och kroniska guidelines; Alberta Water Quality Guidelines (ABWQG) enligt det tillvägagångssätt som tillämpas i USA (AEP, 1996).

## 5.5.2. Specifika faktorer vid framtagande av lokala riktvärden för Alberta

### Genomsnittsperioder då riktvärdet inte får överskridas

När akuta och kroniska Alberta Water Quality Guidelines (ABWQG) fastställs ska varaktigheten i de studier som ligger till grund för värdena (dvs. hur länge man testat organismerna i försöken och hur snabbt effekt uppträder) beaktas. Generellt rekommenderas att akuta ABWQG inte får överskridas under 1 timme - 1dag och att kroniska ABWQG inte får överskridas under 1 - 30 dagar, men individuella guidelinerapporter kan ge vidare vägledning i lämplig genomsnittsperiod för en specifik kvalitetsparameter. Exempelvis kan längre genomsnittsperiod accepteras om toxiciteten för en specifik substans minskar påtagligt med ökad exponeringstid. Längre genomsnittsperiod kan också accepteras om koncentrationen av en substans varierar väldigt lite på en särskilt plats. Detta eftersom stora fluktuationer i halt ger högre skadlig effekt än vid mera konstanta halter (AEP, 1996).

### Frekvensen av halter som överskrider ABWQG

Alberta Environmental Protection (AEP) menar att ABWQG som alltid efterlevs är omöjliga att ta fram och rekommenderar därför att överskridelser en gång under en treårsperiod ska accepteras. Med rekommendationen anser man sig uppnå en hög grad av skydd då en granskning av fältstudier visat att över 85 % av de studerade effekterna på ryggradslösa djur och på fisk gått tillbaka efter två år (AEP, 1996).

**Kombinerad toxicitet** I provinsen Alberta används inte osäkerhetsfaktor för att täcka additiva eller synergistiska toxiska effekter. Istället används en metod kallad WET (Whole Effluent Toxicity) för att värdera kombinerade effekter (AEP, 1996). Med denna metod bestäms toxicitet för ett utsläpp genom en spädningsserie av förorenat vatten och laborievatten. Kroniska och akuttoxiska mätvariabler uttrycks i procent utsläppslösning som resulterar i NOEC-värde (eller IC<sub>25</sub>) respektive L(E)C<sub>50</sub>-värde. Toxicitet är omvänt proportionellt till toxiska mätvariabler. Ju lägre effektkoncentration, desto mer toxisk är substansen eller substanskombinationen. Mätvariabeln översätts därför till toxicitetsenheter Toxicity Units (TU) (Ekvation 1 och 2):

$$\text{Akuta toxicitetsenheter:} \quad TU_a = \frac{100}{LC_{50}} \quad (1)$$

$$\text{Kroniska toxicitetsenheter:} \quad TU_c = \frac{100}{NOEC} \quad (2)$$

TU<sub>a</sub> är en akuttoxisk enhet och LC<sub>50</sub> representerar procent utsläppslösning som är dödlig för 50 % av testade organismer. TU<sub>c</sub> är en kronisk toxicitetsenhet och NOEC representerar det procenttal utsläppslösning som inte resulterar i någon effekt.

En lösning med akuttoxicitet uttryckt i form av ett LC<sub>50</sub>-värde representerande 10 % förorenat vatten, kan exempelvis innehålla 10 TU<sub>a</sub>s. Fördelen med att använda dessa toxicitetsenheter är att fler toxicitetsenheter indikerar högre toxicitet. Toxiska mätvariabler för substanskombinationer varierar med testade arter. WET-test ska därför utföras på minst tre arter från olika taxa. Guidelines för substanskombinationer tillämpas likadant som ämnesspecifika guidelines (AEP, 1996).

**Miljöövervakning** Inom miljöprogrammet the Alberta Environmentally Sustainable Agriculture (AESA) mäts vattenkvalitet i 23 vattendrag i jordbruksområden över Alberta. Provtagningen är flödesbaserad och proverna analyseras för ca 40 pesticider (Chambers, 2002). Trender och långtidseffekter på vattenmiljön som ett resultat av människans påverkan redovisas i femårsrapporter och årliga sammanställningar. Här ges möjlighet att jämföra olika typområden för jordbruk genom att övervakningsområdena skiljer sig åt i jordbruksintensitet, avrinningskaraktäristika och eko-regioner.

### 5.5.3 Water Quality Index

Kanadensiska vattenkvalitetsindex, Water Quality Index (WQI) har använts vid planering och uppföljning av vattenkvalitet i provinserna Alberta, British Columbia, Manitoba, Newfoundland & Labrador och Québec (CCME, 2002). Metoden underlättar rapportering av ytvattenundersökningar då den utgör ett redskap för att dels fastställa trender i vattenkvalitet över tid för en och samma lokal, men också för att jämföra vattenkvalitet mellan olika lokaler (Morgan & Cole, 2000).

Innan vattenkvalitetsindex beräknas måste kvalitetsvariabler (som relevanta CWQG/WQO) att inkludera i WQI-värdet, tidsperioden som WQI avser samt vattentyper (t.ex. vattendrag och/eller sjöar) som WQI baseras på definieras.

Metoden är flexibel med avseende på antal och typ av kvalitetsvariabler. CWQG eller WQO för pesticider kan kombineras med kvalitetsdata om metallförekomst, pH, total-P och bakterier. Även tidsperioden för vilket index beräknas kan variera efter användarens behov. Eftersom insamlad data vanligen reflekterar ett år utgör månadsvis eller kvartal övervakningsdata för ett år, ofta minimumperiod. Minimikrav för att beräkna ett WQI är fyra variabler som mätts minst fyra gånger (CCME, 2001).

WQI sammanfattar och uttrycker flera kvalitetsfaktorer (antal överskridande variabler, antal överskridningar och överskridningarnas magnitud över CWQG/WQO) och baseras på en aggregering av de tre faktorerna  $F_1$ ,  $F_2$  och  $F_3$ .

#### **F<sub>1</sub>) Omfattning.**

Omfattningen utgörs av de variabler vars CWQG/WQO överskridits under vald tidsperiod. Antalet olika substanser vars CWQG/WQO överskrids minst en gång under tidsperioden, beräknas relativt till det totala antalet variabler som undersökts beräknas.

$$F_1 = \frac{\text{Antalet variabler som någon gång överskrids}}{\text{Totala antalet analyserade variabler}} * 100 \quad (3)$$

#### **F<sub>2</sub>) Frekvens.**

Frekvensen representerar antalet överskridande av individuella variabler, i procent av totalt antal analyserade prov.

$$F_2 = \frac{\text{Antal analyser där uppmätta halter överskrider CWQG/WQO}}{\text{Totala antalet analyser}} * 100 \quad (4)$$

### F<sub>3</sub>) Amplitud.

Amplitud representerar summan av varje uppmätt halt överskridande av individuellt riktvärde, och beräknas i tre steg.

1. Den uppmätta haltens storlek i förhållande till riktvärdet för den individuella substansen (benämns ”*excursion*”) beräknas enligt:

$$excursion_1 = \frac{\text{Uppmätt halt som överskrider CWQG/WQO}}{\text{CWQG/WQO}} - 1 \quad (5)$$

2. Den sammanlagda storleken av alla individuella överskridningar beräknas genom att summera ”*excursions*” från separata analyser och dividera med totalt antal analyser (inklusive de där riktvärden överskrids). Denna parameter benämns normaliserad summa av *excursions* (*nse*) och beräknas enligt:

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n excursion_1}{\text{Totala antalet utförda test}} \quad (6)$$

3. Slutligen beräknas F<sub>3</sub> i en asymptotisk funktion som graderar den normaliserade summan av *excursions* (*nse*) för att frambringa en skala mellan 0 och 100.

$$F_3 = \frac{(nse)}{(0.01nse + 0.01)} \quad (7)$$

När faktorn tagits fram beräknas indexvärdet genom att summera de tre faktorerna som vektorer. Summan av respektive faktors kvadrattal är därför likvärdig med kvadrattalet av indexvärdet. Detta tillvägagångssätt behandlar indexvärdet som en tredimensionell rymd definierad av tre axlar utmed vilka respektive faktor är lokaliserad. Med denna modell förändras index i direkt proportion till förändringar i alla tre faktorerna.

$$WQI = 100 - \frac{(\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2})}{1.732} \quad (8)$$

Talet 1.732 normaliserar värdet till en skala mellan 0 och 100. Med detta menas att vektorn kan nå en maximal längd av:

$$\sqrt{100^2 + 100^2 + 100^2} = \sqrt{30\,000} = 173,2 \quad (9)$$

Genom att dividera med 1,732 får man vektorlängden till 100 som maximallängd. Indexvärdet används sedan i ett rankingssystem där värdet 0 representerar sämst vattenkvalitet och 100 representerar bäst kvalitet.

### 5.5.4 Klassificering av vattenkvalitet med utgångspunkt från WQI

När WQI fastställts graderas vattenkvalitet enligt ett femskaligt schema där resultatet rankas (Tabell 4). För varje kvalitetsbenämning redovisas en kommentar om vattnets miljötillstånd.

**Tabell 4.** Kvalitetsklassning i fem kategorier baserad på framräknade kanadensiska vattenkvalitetsindex efter CCME (2001)

| Kvalitetsbenämning   | Indexvärde | Kommentar  |
|----------------------|------------|--|
| Utmärkt              | 95 - 100   | Frånvaro av hot eller försämring, rådande vattentillstånd är bra och väldigt nära naturlig nivå                |
| God                  | 80 - 94    | Mindre grad av hot eller försämring, där vattnets tillstånd knappt skiljer sig från naturlig och önskvärd nivå |
| Ansenlig             | 65 - 79    | Perioder med hotat eller försämrat vatten, där tillstånd ibland skiljer sig från naturlig och önskvärd nivå    |
| Marginellt förorenad | 45 - 65    | Frekvent hotat eller försämrat vatten där tillstånd ofta skiljer sig från det naturlig och önskvärd nivå       |
| Dålig                | 0 - 44     | Ständigt hotat eller försämrat vatten där tillståndet vanligtvis skiljer sig från naturlig och önskvärd nivå   |

I en manual utgiven av miljöministeriet i Kanada anges bakgrundsinformation som gör att man i de olika provinserna kan beräkna vattenkvalitetsindex från sina egna databaser. Systemet betraktas dock inom vissa landsändar som både tidsödande och svårt att förklara för allmänheten. En svaghet med WQI är också att indexberäkningen är känslig för kvalitet på införd data. Metoden utvecklas ständigt i takt med att metoderna och detektionsgränser förändras (de Rosemond, 2003).

## **6 KANADENSISKA RIKTVÄRDEN FÖR SEDIMENT (CSQG)**

Toxiska substanser som når sjöar och floder hamnar i sediment, varifrån de kan återgå till vattnet eller vandra upp i näringskedjan om de inte bryts ned snabbt. Sediment har en stor inverkan på vattenmiljön och det akvatiska livet. Därför initierades arbetet med att ta fram nationella riktvärden för sediment, Sediment Quality Guidelines (SQG) i Kanada år 1989. De vid tidpunkten befintliga metoderna granskades och utvärderades och man konstaterade att ingen existerande metod ensam skulle täcka det omedelbara behovet av nationella, vetenskapligt försvarbara riktvärden för sediment.

### **6.1 Metoder för att ta fram SQG**

När riktvärden för sedimenten tas fram definierar man sedimentet som en bottenposition av partikulärt material. Man betraktar ytsedimentet dvs. de översta centimetrarna och utgår från alla typer av kemikalier som sannolikt kan förekomma i kanadensiska sediment.

Relevanta substanser har utsetts på basis av användning och sannolikhet för att de ska hamna i vattenmiljön. SQG har syfte att skydda alla typer av akvatiskt liv under hela deras livscyklar då de exponeras för de sedimentbundna substanserna. Två kompletterande tillvägagångssätt används; National Status and Trends Program (NSTP) och Spiked-Sediment Toxicity Test (SSTT).

#### **6.1.1 National Status and Trends Program**

Med metoden NSTP fastställs en övre och en undre koncentration utifrån sammanställd toxicitetsdata för den aktuella substansen (CCME, 1999b). Ambitionen är att alla ekosystemets komponenter (bakterier, alger, makrofyter, ryggradslösa djur och fisk) tas i beaktan.

Underlagsdata från hela Nordamerika har sammanställts till en databas kallad Biological Effects Database for Sediments (BEDS). I denna finns uppgifterna om de eventuellt påvisade effekterna för varje substans och för varje undersökt koncentration. Endast tester av god kvalitet har införts. T.ex. godkända inte analyser av prover som frusits eller lagrats i över två veckor. Koncentrationerna ska också vara uppmätta och inte vara nominellt beräknade. Försök som inte visat effekt är också dokumenterade (No-effect kolumn).

I de ideala fallen finns detaljerad data med dos-responsförhållande för akuta och kroniska effekter. Det är dock endast ett fåtal kontrollerade laboratoriestudier som genomförts för att bestämma effekter av sedimentbundna kemikalier. Informationen i BEDS är därför i huvudsak genererad från fältstudier eller beräknad utifrån jämviktsmodeller.

Två skilda beräkningsmetoder har använts för att ta fram ISQG. I båda metoderna beräknas ett kompletterande värde som används tillsammans med ISQG för att identifiera skadliga effekter och fastställda ISQG-värdets tillförlitlighet.

**ERL/ERM-metoden.** Effektdata i BEDS är sorterad efter stigande koncentration. Genom att beräkna percentiler av underlagsdata vill man minimera enskilda avsidiga belägna världens påverkan på ISQG-värdet. Enligt ERL/ERM-metoden beräknas ett värde för den lägre 10:e percentilen, Effects Range Low (ERL) och ett för den 50:e percentilen Effects Range Median (ERM). ERL-värdet representerar ett lägre tröskelvärde över vilket skadliga effekter kan uppstå på känsliga arter i känsliga livsstadier, medan ERM-värdet anger ett övre tröskelvärde.

**TEL/PEL-metoden.** I den andra beräkningsmetoden beaktas både effektdata och icke effektdata genom att en tröskleffektnivå, Treshold Effect Level (TEL) och en förväntad effektnivå, Probable Effect Level (PEL) tas fram (Figur 3). TEL-värdet anger vid vilka koncentrationer i sedimentet en substans aldrig eller nästan aldrig ger upphov till skadliga effekter. PEL-värdet representerar den koncentrationsnivå över vilken skadliga biologiska effekter på de känsligaste organismerna frekvent eller alltid uppstår.

TEL erhålls genom att beräkna roten ur produkten av (dvs. det geometriska medeltalet) för koncentrationen för den lägre 15:e percentilen i effektdataunderlaget multiplicerat med koncentrationen i den 50:e percentilen i No-Effectunderlaget (Ekvation 1).

$$TEL = \sqrt{E_{15} * NE_{50}} \quad (1)$$

$NE_{50}$  = Koncentration i 50:e percentilen i No-Effectunderlaget

$E_{15}$  = Effektkoncentration i den 15:e percentilen.

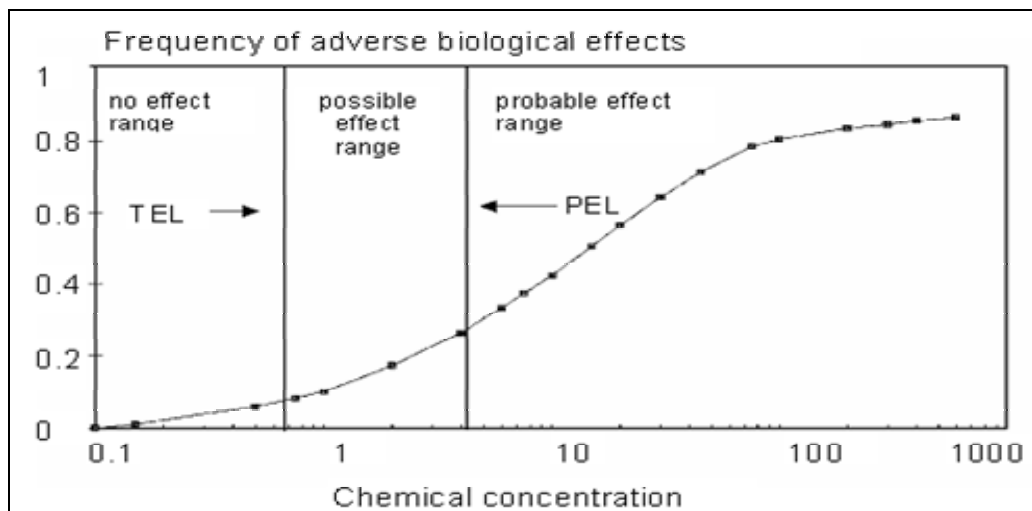
PEL är det geometriska medeltalet för koncentrationen i den lägre 50:e percentilen hos effektdataunderlaget och koncentrationen i den 85:e percentilen i No-Effectunderlaget (Ekvation 2).

$$PEL = \sqrt{E_{50} * NE_{85}} \quad (2)$$

$NE_{85}$  = Ingen effekt vid 85:e percentilkoncentrationen

$E_{50}$  = Effektkoncentration för den 50:e percentilen

Övrig toxikologisk information om substansen värderas innan ett TEL-värde rekommenderas som ISQG. Endast om stor osäkerhet angående TEL-värdet råder tillämpas en osäkerhetsfaktor.



**Figur 3.** Åskådliggöring av begreppen TEL och PEL, dvs. tröskleffektnivå, Treshold Effect Level (TEL) och den förväntade effektnivå, Probable Effect Level (PEL) (CCME, 1999b).

### 6.1.2 Spiked-Sediment Toxicity Test

I Spiked-Sediment Toxicity Test (SSTT) genereras dos-responsdata från kontrollerade och väldokumenterade laborietest med hög precision. Organismer exponeras för

sedimentbundna substanser av kända koncentrationer. När försöksperioden är avslutad fastställs vilken typ av respons specifika substanser (eller kombinationer av substanser) har givit upphov till. Testen klarlägger och tar hänsyn till alla faktorer som kan påverka substansens toxicitet (fr. f allt biotillgänglighet). Resultaten blir därför väldigt precisa och tillämpbara endast på ett mindre urval av sedimenttyper.

Resultat från SSTT är prediktiva men genom att jämföras med fältdata och halter i naturliga sediment, kan koncentrationer i sediment kopplas samman med biologisk respons. På så vis är SSTT ett bra komplement till NSTP-metoden där underlaget till största del består av resultat från fältstudier. Resultaten styrker koncentrationer erhållna enligt NSTP-metoden.

Med SSTT-metoden kan SQG tas fram då dataunderlaget motsvarar minimikraven av studier utförda på känsliga arter (t.ex. fisk, vattenlevande växter, svamp och bakterier). Kraven är betydligt mer omfattande än de som anges för NSTP och innefattar även minst fyra studier på två eller fler sedimentlevande ryggradslösa djur representativa för nordamerikanska vatten, varav minst en tillhör en strandzonslevande amfipodart (där minst två av studierna utförts under en hel livscykel eller partiell livscykel) (CCME,1999b).

## **6.2 Osäkerhetsfaktorer**

Osäkerhetsfaktorer som tillämpas på underlaget i BEDS ska täcka för inom- och mellanartsvariation, olika mätvariabler, varierande biotillgänglighet och extrapolering från effektkoncentrationer till icke-effektkoncentrationer. Faktorerna väljs från fall till fall och bakgrunden till vald faktor ska presenteras i guidelinedokumentet för varje substans. Underlaget från SSTT bedöms mer tillförlitligt då metoden tar hänsyn till faktorer som inomartsvariation och biotillgänglighet. För kroniska resultat rekommenderas osäkerhetsfaktorn 5 och för resultat från akuttoxiska test rekommenderas faktorn 20 (CCME, 1999b).

## **6.3 Interimistiska guidelines**

Provisoriska värden Interim Sediment Quality Guidelines (ISQG) kan tas fram om studierna som sammanförts i databasen BEDS möter minimikraven av toxicitetsdata. Uppsättningen av effektdata ska då utgöras av minst 20 poster i databasen. Likadant måste kolumnen över icke effektdata utgöras av 20 poster. Fastställda värden på sedimentkvalitet erhållna från andra områden kan också utvärderas och ingå.

Icke provisoriska SQG rekommenderas först när det ISQG-värde som tagits fram med NSTP-metod kan kopplas till specifika sedimenttyper (t.ex. till partiklars storleksfördelning) eller till den ovanliggande vattenkolumnen (t.ex. till pH). När alla metodologiska frågor för användandet av SSTT-metoden är lösta förväntas SQG kunna fastställas genom att använda resultat från SSTT som komplement. Preliminära ISQG tillämpas idag likadant som SQG.

## **6.4 Bioackumulering**

Metoderna tar inte fullständig hänsyn till potentiella skadliga effekter i näringskedjans högre trofinivåer (till följd av bioackumulering av persistenta toxiska substanser). Dessa problem beaktas dock genom kompletterande metoder. Innan ett SQG-värde fastställs kommer bioackumuleringsfaktorer liksom guidelines för resthalter i kroppsvävnad (för skydd av djurliv som livnär sig på akvatisk biota) att värderas (CCME,1999b).



## **6.5 Tillämpning**

### **6.5.1 Total koncentration**

SQG anger vanligtvis total koncentration av substansen baserat på torrsubstans (eg. mg/kg). Separata SQG tas fram för söt- och saltvattnekosystem.

### **6.5.2 Kringvariabler noteras**

När en analys av sedimentkvalitet ska genomföras måste lokalens kemiska beskaffenheter undersökas. Åldern på uppgifterna måste anges, liksom naturliga nedbrytningsprocesser, meteorologiska företeelser som resulterar i sedimenttransport, industriell utveckling och regulatoriska aktiviteter. Dessa faktorer kan omskapa källor och sammansättningen av de utsläppta kemikalierna.

### **6.5.3 Så används koncentrationsgränserna**

De båda undre guideline-värdena ERL och TEL rekommenderas i allmänhet som ISQG. ERL och TEL förväntas representera en koncentration under vilken toxiska effekter är sällsynta eller nästan aldrig observerats. Uppmätta halter av substanser i sediment som är lika med eller lägre än detta ISQG-värde betraktas som acceptabel kvalitet. Generellt har dessa områden låg prioritet i vidare undersökningar.

Sediment med halter av samma värde som, eller högre än de övre guideline-värdena ERM och PEL betraktas som signifikant och direkt skadliga för exponerade organismer.

Sediment vars uppmätta halter ligger mellan nivåerna SQG och PEL representerar en skala av koncentrationer med potentiellt skadliga sedimenten för exponerade organismer. När substanser påträffas i halter inom detta spann rekommenderas vidare utredningar för att bedöma hot för akvatiska organismer (CCME, 1999b).

### **6.5.4 Biologiska effekter indelas i tre klasser**

Tillämpningen av två guideline-värden anses praktiskt i fastställande av vilka områden som kan drabbas av skadliga biologiska effekter.

Genom att bedöma i vilken grad och med vilken frekvens uppmätta halter i sediment överskrider TEL och PEL (eller ERL och ERM) kan tre klasser av biologiska effekter definieras:

- Områden av liten toxikologisk betydelse (halter < SQG)
- Områden av potentiell toxikologisk betydelse (halter mellan SQG och PEL)
- Områden som är signifikant toxiska för exponerade organismer (halter >PEL)

Med koncentrationsskalorna görs även uppskattningar av sannolikheten att skadliga biologiska effekter uppstår. Sannolikheten beräknas utifrån frekvensfördelning av toxicitetsdata i BEDS för varje substans (CCME, 1999b).

### **6.5.5 Sediment Quality Guidelines ligger till grund för lokala Sediment Quality Objectives**

För varje substans sammanställs en rapport där logisk grund till rekommenderad guideline presenteras. Rapporten beskriver substansen beteende i sedimentfasen, dess skadliga biologiska effekter samt faktorer som kan påverka substansens biotillgänglighet.

SQG gäller på nationell nivå. De är avsedda att tillämpas på ett stort antal olika typer av sediment men syftet är inte att definiera enhetliga nationsomspännande värden för sedimentkvalitet. Eftersom egenskaper i sedimenten har stor inverkan på både biotillgänglighet och toxicitet ska den sammanställda informationen ge en vetenskaplig bas för att ta fram objectives för sedimentkvalitet. Objectives tas fram för att tillämpas lokalt och ska ta hänsyn till områdets kemiska, fysikaliska (geokemiska karakteristika) och biologiska (känsliga arter) beskaffenhet. Lokala objectives ska ge samma grad av skydd men medräkna lokala faktorer (CCME, 1999b).

## **7 HOLLÄNDSKA MAXIMALT TILLÅTNA KONCENTRATIONER (MPC) OCH NEGLIGERBARA KONCENTRATIONER (NC)**

År 1989 inleddes ett holländskt projekt som syftade till att ta fram miljö kvalitetsnormer, Environmental Quality Standards (EQS) för toxiska substanser i den akvatiska miljön (Crommentuijn et al., 2000). Dessa normer har arbetats fram av det Holländska institutet för allmän hälsa och miljö, RIVM på uppdrag av miljöministeriet (VROM). EQS är ett instrument som fungerar som vägledning i landets miljöpolicyarbete. EQS-värdet fastställs utifrån en riskbaserad koncentrationsgräns som anger koncentrationsnivåer där substanser inte ger negativa effekter på vare sig människan eller miljön, Environmental Risk Limit (ERL). Även tekniska, sociala och ekonomiska faktorer vägs in i det slutliga riktvärdet (Teunissen-Ordelman & Scharp 1997).

ERL-värdet tas fram i form av Maximum Permissible Concentration (MPC), Negligible Concentrations (NC) och Ecotoxicological Serious Risk Concentration ( $SR_{EKO}$ ) (Lepper, 2002). MPC-värdet anger en halt som för 95 % av alla arter i ett vattenkosystem teoretiskt inte medför negativa effekter. Värdet kan tas fram både genom användning av en statistisk extrapoleringsmetod och genom att tillämpa osäkerhetsfaktorer ("modified EPA-method") (Crommentuijn et al., 2000). NC är en långfristig riskbaserad koncentrationsgräns vid vilken endast försumbara effekter kan förväntas i miljön. Värdet NC, Negligible Concentration definieras som 1 % av MPC.

Metoderna beskrivs i ett vägledningsdokument och används av instituten Dutch Board for the Authorisation of pesticides (den holländska motsvarigheten till Kemikalieinspektionen), Institutet för skötsel av vatten och behandling av avfallsvatten (RIZA) och institutet för hav och kuster (RIKZ) som alla är auktoriserade att ta fram ERL-värden. Värdena granskas alltid av en rådgivande grupp (Teunissen-Ordelman & Scharp, 1997).

### **7.1 Matriser**

Maximalt tillåtna halter (MPC) tas fram separat för ytvatten, suspenderad jord och sediment (Teunissen et al., 1997). För att värdet i en matris inte ska överskridas i en annan matris harmoniseras MPC-värdena från olika miljöer enligt ekvation 2.

Undersökningar om olika arters känslighet och om substansernas jämviktsfördelningar mellan de olika matriserna, som t.ex. sediment/vatten, hämtas både från litteraturkällor och databaser (t ex TOXLINE, AQUIRE och BIOSIS) (van de Plassche, 1994). Studierna ska vara utförda enligt accepterade riktlinjer från OECD och andra organisationer. För studier som inte är utförda i enlighet med accepterade riktlinjer har särskilda kriterier tagits fram (Crommentuijn et al., 1997).

### **7.2 Statistisk extrapoleringsmetod vid beräkning av MCP-värden för vatten**

Statistisk extrapoleringsmetod tillämpas när fyra eller fler kroniska NOEC-värden från olika taxonomiska grupper är kända och kan användas som ingångsdata. Metoden bygger på att artens känslighet (NOEC-värdet) kan beskrivas i form av en statistisk frekvensfördelning Species Sensitivity Distribution (SSD). Resultatets värde och tillförlitlighet ökar med datatillgång.

### 7.2.1 Kronisk toxicitetsdata

Då kronisk toxicitetsdata saknas kan kvoten mellan akut toxicitetsdata och kronisk toxicitetsdata, Acute/Cronic Ratios (ACR-värden) tillämpas för att omvandla akuttoxisk data till kroniska. När dessa saknas och kronisk toxicitetsdata istället angivits i LOEC-värden tillämpas följande metod:

| Andel av population med fastställd effekt          | Beräkning av NOEC                          |
|--|--|
| 10-20%   | LOEC dividerat med 2                       |
| >20% och relationen effekt - koncentration är känd | Från beräkning av EC <sub>10</sub> -värdet |
| 20-50%   | LOEC dividerat med 3                       |
| >50%   | LOEC dividerat med 10                      |

Finns andra testresultat i samma taxonomiska grupp med fastställda samband mellan koncentration och effekt tillgängliga, används dessa för att bestyrka de nämnda faktorerna (van de Plassche 1994).

### 7.2.2 Beräkningar

Genom att beräkna den 5:e percentilen av SSD fastställs MPC-värdet till en halt som anses säker för 95 % av alla arter i ett vattensystem och skadlig för 5 % av populationen (Hazardous concentration 5 % , HC<sub>5</sub>-värde). NOEC kan på det sättet överskridas för minst 5 % av arterna ekosystemet trots att en uppmätt halt är lägre än MPC. För carcinogena substanser representerar värdet en sannolikhet för dödlighet av 10<sup>-6</sup> (Lepper, 2002). HC<sub>5</sub>-värdet beräknas enligt ekvation (1).

$$\text{Log HC}_p = X_m - k * s \quad (1)$$

- HC<sub>p</sub> = skadlig koncentration för p % av arterna
- X<sub>m</sub> = medelvärde av logaritmetisk NOEC-data
- k = extrapoleringskonstant som beror av skyddsnivån och provunderlag
- s = standardavvikelse för logaritmetisk NOEC-data

### 7.2.3 Variation i känslighet

Känsligheten för en pesticid varierar mellan ekosystemets olika arter och kan bara skattas. MPC ska skydda alla arter i ekosystemet varför man bör utgå från alla arters NOEC-värden. Genom att statistiskt extrapolera spridningsfrekvensen av NOEC kan värdet anses gälla för alla arter. Den verkliga spridningen av NOEC värden kan i själva verket vara bimodal. Känsligare arter kan variera i känslighet på ett sätt och mindre känsliga arter på ett annat.

När spridningen av NOEC är bimodal och en känsligare respektive en mindre känslig grupp av arter kan urskiljas görs en jämförelse mellan MPC baserat på alla arter/organismer och MPC baserat på känsligare organismer. Om MPC baserat på NOEC för alla organismer under- eller överskattar substansens toxiska koncentration ändrar man sammansättningen av testade arter i gruppen (Crommentuijn et al., 1997).

### 7.3 'Modifierad EPA-metod'

Om kroniska NOEC endast finns för färre än fyra olika taxonomiska grupper, används istället en preliminär metod där man använder bestämda osäkerhetsfaktorer för att ta fram en koncentrationsgräns.

#### 7.3.1 Kronisk toxicitetsdata

Även MPC- och NC-värden framräknade enligt 'modifierad EPA-metod' baseras i första hand på NOEC-värden. I studierna ska mätvariabler som överlevnad, tillväxt och reproduktion ha undersökts i olika halter i vatten, sediment eller jord. Testen ska ha pågått under mer än 96 timmar. På mikroorganismer och alger kan experimenten vara utförda under kortare tid. De L(E)C<sub>50</sub> - värden som används ska ha tagits fram från test utförda under högst 96 timmar. Om mer än en toxisk koncentration, baserad på samma testvariabel finns från studier på samma art, används medelvärdet. Baseras däremot de toxiska koncentrationerna på olika testvariabler används det lägsta värdet (Crommentuijn et al., 1997).

#### 7.3.2 Testorganismer och osäkerhetsfaktorer

Istället för indelningen i trofnivåer används en klassificering av arter i taxonomiska grupper. Om underlagsdata visar att organismen har större känslighet i ett visst livsstadium, används resultat från det känsligaste stadiet i extrapoleringsmetoden.

Toxicitetsdata omvandlas till MCP med bestämda osäkerhetsfaktorer på det lägsta NOEC-, L(E)C<sub>50</sub>- eller QSAR- värdet. Faktorn utgörs av internationellt accepterade konstanter, som har bestämts utifrån omfånget och typen av toxicitetsdata (Tabell 5). Osäkerhetsfaktorn kan justeras i speciella fall om stora skillnader i känslighet indikeras bland organismerna.

**Tabell 5.** Osäkerhetsfaktorer vid beräkning av holländska MPC-värden med 'modifierad EPA-metod', Utgående från tillgänglig underlagsdata i akvatiska ekosystem enligt Crommentuijn (2000)

| Tillgänglig toxicitetsdata   | Osäkerhetsfaktor |
|--|------------------|
| Lägsta akuta L(E)C <sub>50</sub> - eller QSAR-värde för akut toxicitet                                 | 1000             |
| Lägsta akuta L(E)C <sub>50</sub> - eller QSAR-värde för akut toxicitet för som minst alg/skaldjur/fisk | 100              |
| Lägsta NOEC eller QSAR-värde för kronisk toxicitet <sup>a</sup>  | 10               |
| Lägsta NOEC eller QSAR-värde för kronisk toxicitet för som minst alg/skaldjur/fisk                     | 10               |

<sup>a</sup>Värdet jämförs med extrapolerat värde baserat på akuta L(E)C<sub>50</sub>-värden. Det lägsta väljs. Osäkerhetsfaktorn för L(E)C<sub>50</sub>-värden är 100 för  $\geq 3$  L(E)C<sub>50</sub>-värden och 1000 för  $<3$  L(E)C<sub>50</sub>-värden.

I den mån det är möjligt jämförs söt- och saltvattenarters känslighet för den studerade substansen i ett tvåsidigt T-test (signifikansnivå alfa = 0.05) (Lepper, 2002). Om ingen signifikant skillnad påvisas används ett kombinerat underlag med studier på både söt- och saltvattenarter. I annat fall tas två separata MPC-värden fram för sötvattenarter och marina arter (Crommentuijn et al., 1997).

### 7.4 Fenoxisyror och pH-värde

Vissa bekämpningsmedel, exempelvis fenoxisyror, kan föreligga antingen som esterform eller som saltform. För substanserna diklorprop och mekoprop är esterformen 10-25 gånger mer toxisk än för formen som inte är ester. Holländska riktvärden är beräknade på toxicitetsdata som bygger på esterformen.

Även syror formulerings vid olika pH-värden kan påverka toxicitet. Då organismer tar upp neutrala syror i mycket snabbare takt än de tar upp syror i jonform är fenoxisyrorerna mer toxiska när en större andel föreligger i neutral form.

Speciellt för substanser med  $pK_a$ -värden nära pH-värdet i fält, kan toxicitet påverkas av pH i miljön. Om MPC för fenoxisyror överskrider i en miljö med lågt pH, innebär det därför en högre ekotoxikologisk risk än i miljöer med högre pH-värden (Crommentuijn et al., 1997).

### 7.5 Beräkning av MPC-värden för sediment

Det finns få ekotoxikologiska data för sediment, och MPC för sediment måste därför ofta beräknas med utgångspunkt från MPC-värdet för vatten. Beräkningen utförs enligt en jämviktsmetod (EqP-metod) där MPC för vatten multipliceras med en fördelningskoefficient sediment/vatten för att få MPC för sedimentlevande och terrestra arter (Ekvation 2).

$$MPC_{\text{sed}} = MPC_{\text{vatten}} * K_{p_{\text{ssed}}} \quad (2)$$

$MPC_{\text{sed}}$  = Maximalt tillåten koncentration för terrestra- eller sedimentlevande organismer framtaget med EqP-modell  
 $MPC_{\text{vatten}}$  = Maximalt tillåten koncentration för vattenlevande organismer  
 $K_{p_{\text{ssed}}}$  = Fördelningskoefficient för standardsediment i l/kg

EqP-modellen används också för att harmonisera två separata MPC för vatten och sediment (Crommentuijn et al., 2000).

#### 7.5.1 Antagande för tillämpning av jämviktsmodell

För att tillämpa jämviktsmodellen antas biotillgänglighet, bioackumulerbarhet och toxicitet vara nära relaterade till porvattenkoncentration i sediment. Modellen bygger också på antagandet att jämvikt råder mellan kemikalien i porvattnet och kemikalien adsorberad till sedimentpartiklarnas organiska substans samt på att dessa koncentrationer är relaterade till varandra genom fördelningskoefficienten ( $K_p$ ). Ett tredje antagande som gäller vid tillämpning av jämviktsmodellen är att arters känslighet för en substans varierar på samma sätt för akvatiska organismer som för sedimentlevande organismer. Detta innebär att man antar samma exponering i vatten-biotasystem som i sediment-vatten-biota system (Crommentuijn et al., 2000).

#### 7.5.2 MPC - värdet för sediment uttrycks för standardsediment

MPC-värdet för sediment (eller jord) uttrycks för standardsediment vilken består av 10 % organiskt material och 25 % lera. Ett beräknat MPC eller NC kan sedan omvandlas till att gälla specifika sediment om man känner det procentuella innehållet av organiskt kol (OC). För sediment som har mindre än 2 % organiskt kol eller mer än 30 % organiskt kol, sätts det organiska innehållet till 2 respektive 30 % (Ekvation 3).

$$MPC_{\text{sed}} \text{ el. } NC_{\text{sed}} = MPC_{\text{sed}} \text{ el. } NC_{\text{sed}} * (\% OC_{\text{sed}})/10 \quad (3)$$

(Crommentuijn et al., 2000)

## 7.6 Bioackumulering

BCF, biokoncentrationsfaktorn definieras som förhållandet mellan koncentrationen i indikatororganismen och koncentrationen i vattnet vid jämvikt. För organiska substanser bestäms BCF antingen genom laborietest eller med hjälp av förhållanden mellan kemikalins struktur och toxicitet (QSAR). I de flesta fall använder man fördelningskoefficienten för oktanol-vatten  $K_{ow}$  för att beräkna BCF. Värdet för fördelningskoefficienten brukar logarimeras. Fördelningskoefficienten för ett par organismer har beräknats till:

$$\begin{aligned} \text{Fisk: } BCF &= 0,048 K_{ow} \text{ [l. kg}^{-1}\text{]} \\ \text{Mussla: } BCF &= 0,013 K_{ow} \text{ [l. kg}^{-1}\text{]} \end{aligned} \quad (\text{van de Plassche 1994})$$

Då pesticider med högt Log  $K_{ow}$ -värde kan betraktas som pesticider med hög potential för bioackumulering, kontrolleras varje organisk substans med Log  $K_{ow}$  3 eller högre i en beräkning. Med beräkningen inkluderas BCF i substansens NOEC-värde (Ekvation 4). (Crommentuijn et al., 1997).

Då MPC för sekundär förgiftning beräknas utgår man från toxicitetsdata för fåglar och däggdjur. NOEC-värden (uttryckta som mg/kg föda) omvandlas till mg/l vatten genom att NOEC-värdet divideras med biokoncentrationsfaktorn och multipliceras med ett korrektionstal för fiskars, musslors och laboriefödans kaloriinnehåll (0.32 för fisk och 0.20 för mussla).

$$\text{NOEC [mg/l]} = \frac{\text{NOEC}_{\text{predator}}[\text{mg/kg}]}{\text{BCF [l/kg]}} * F_c \quad (4)$$

|       |  |
|-------|--|
| NOEC  | = No Effect Concentration för fågel eller däggdjur               |
| BCF   | = Biokoncentrationsfaktorn för fisk, mask eller mussla           |
| $F_c$ | = laboriefödans kaloriinnehåll 0.32 för fisk och 0.20 för mussla |

Med denna metod kan data för direktexponering och sekundär förgiftning kombineras och NOEC-värden för födointag transformeras till en koncentration i vatten (Lepper, 2002).

## 7.7 Kombinerad toxicitet

Negligerbara koncentrationer (NC) utgör 1 % av MPC och tas fram för att ange en gräns för kombinerad toxicitet (Teunissen-Ordelman & Scharp, 1997). Faktorn 100 mellan MPC och NC är inte vetenskapligt baserad utan bygger på ett empiriskt tillvägagångssätt. NC-värdet kan underskatta toxiciteten och substanser som påträffas i halter under NC-värdet kan fortfarande ge oacceptabla ekotoxikologiska effekter. Samtidigt finns det en risk för att värdet överdimensionerar riskerna med kombinerad toxicitet (Crommentuijn et al., 2000).

## 7.8 Tillämpning

### 7.8.1 Miljökvalitetsstandard (EQS) fastställs utifrån gränsvärden för miljörisker (ERL)

Miljökvalitetsstandardvärden (EQS) fastställs med utgångspunkt från harmoniserade ERL-värden (Tabell 6). Uppgiften är ålagd regeringen och utförs av VROM (efter samråd med "Dutch Health Council" eller "Dutch Technical Committee on soil

protection”). EQS-värden används av lokala, regionala och nationella myndigheter för att bedöma risker med de halter av bekämpningsmedel som påträffas i vatten sediment och jord (Sijm, 2001). Värdena är uppsatta som planeringsmål för givna tidsperioder och revideras när ny underlagsdata tillkommer (Teunissen-Ordelman & Scharp, 1997).

Miljö kvalitetsstandarden för vatten kan även uttryckas som MPC. För att beskriva den lägre koncentrationen (NC) används däremot benämningen Target Value (TV). Målsättningen är att inga substanser ska förekomma i halter högre än Target Value.

**Tabell 6.** Miljömässig risknivå och korresponderande holländskt värden för miljö kvalitet EQS-värde efter Crommentuijn (2000)

| Miljömässig risknivå (ERL)        | E Q S – värde                     |
|-----------------------------------|-----------------------------------|
| Negligible Concentration          | Target Value                      |
| Maximum Permissible Concentration | Maximum Permissible Concentration |

### 7.8.2 Jämförelse med uppmätta halter

MPC- och NC-värdena jämförs med 90:e percentilen av uppmätta halter under ett år. De jämförs också med medelvärden för varje substans och för varje lokal. Alla uppmätta halter uttrycks som total koncentrationer i vattnet, medan MPC och NC avser den koncentration av substansen som är biotillgänglig (upplösta koncentrationer). För att förbättra jämförbarheten mellan MPC och NC med total koncentrationer kan värdena standardiseras till definierade vattenprov innehållande 30 mg/l suspenderade partiklar (Ekvation 5).

$$MPC_{total} = MPC_{upplöst} * (1 + [K_p * f_{oc} * S]) \quad (5)$$

$MPC_{total}$  =  $MPC_{vatten}$  som total koncentration (mg/l)

$MPC_{upplöst}$  =  $MPC_{vatten}$  som biotillgänglig koncentration (mg/l)

$K_p$  = sediment – vatten fördelningskoefficient (l/kg)

$f_{oc}$  = fraktion organiskt kol i partikulärt material: 0.1

$S$  = ytvattnets innehåll av partikulärt material: 30 mg/l

(van de Plassche, 1994)

### 7.8.3 Miljöövervakning

Övervakningen av ytvatten är koordinerat i ett nationellt övervakningsprogram. Huvuddelen omfattas av det årliga ”National Surface Water Monitoring Program” (MWTL). Programmets målsättning är ge en bild av trender i kemisk såväl som fysikalisk och biologisk status i ytvattnet. De båda instituten RIZA och RIKZ ansvarar för all nationell miljöövervakning av vatten medan flera lokala vattennämnder ansvarar för lokalt vatten. RIZA och RIKZ mäter ytvattenkvalitet, samordnar vattenkvalitetsproblem på lokal nivå och ger ut rapporter om trender i den nationella vattenkvaliteten

Aqualarm är ett annat övervakningsprogram med syfte att utfärda tidiga alarm om höga uppmätta koncentrationer, dels för att tidigt kunna sätta in åtgärder och för att varna vattenanvändarna. Mätstationerna är i huvudsak belägna längs med floderna Maas och Rhen (EEA, 1996) och är försedda med automatiserade mätinstrument. Vid stationerna kontrolleras pesticidhalter i ytvatten minst var sjätte timme för att dricksvattenföretag ska kunna stänga inläpp av ytvatten vid ett tidigt stadium av förorening (Steenwijk, 2004).



## 8 EUROPEISKA RIKTLINJER OCH NORSKA MILJÖFARLIGHETSINDEX (MFI)

Enligt en norsk handlingsplan för att reducera risker vid användning av bekämpningsmedel ska substanserna inte överskrida värden som kan ge skador på vattenmiljön. I Norge finns inga generella riktvärden som går att relatera till förekomst av bekämpningsmedel i ytvatten. Istället värderas konsekvenserna av bekämpningsmedel i ytvatten med ett miljöfarlighetsindex (MFI) för växtskyddsmedel. Metoden för att ta fram MFI följer dels riktlinjer från den europeiska organisationen EPPO (Ludvigsen & Lode, 2002) dels förslag från EUs vattendirektiv för akut toxicitet (MAC-QS, se avsnitt 11) (Lepper, 2002). EPPOs riktlinjer har formen av ett schema som medför stor flexibilitet för användare. Avsikten är att metoden ska kunna anpassas efter lokala förhållanden såsom regionala skillnader i t.ex. klimat och jordbruk (EPPO, 2002). Inom metodens ram ges därför utrymme åt nationell expertis för avgörande bedömningar.

I EPPOs schema jämförs skadliga koncentrationer uttryckt i toxicitetsmått  $LD_{50}$ - och  $EC_{50}$  med exponering i form av uppmätt koncentration i miljön (MC), Ekvation 1.

$$MFI = \frac{MC}{LD_{50} / EC_{50}} (* 10 \text{ el. } 100 \text{ beroende av organismtyp}) \quad (1)$$

Ett högt MFI-värde kan tolkas som en ökad risk för skadliga effekter. Om miljöfarlighetsindex beräknas till ett värde  $>1$  föreligger risk för att skador uppstår hos akvatiska organismer.

Är MFI lägre ska sannolikheten för långtidsexponering och därmed kronisk toxicitet och bioackumulering fastställas (EPPO, 2002).

### 8.1 Toxicitetsdata i Norge

I Norge har man hittills valt att använda akut toxicitetsdata baserad på  $LD_{50}$ - och/eller  $EC_{50}$ -värden utförda på minst en alg, ett kräftdjur och en fisk, under 48-96 timmar (i en del fall även makrofytt). Miljöfarlighetsindex baseras på den organism som har det lägsta värdet efter att osäkerhetsfaktor tillämpats (Ludvigsen, 2004).

Enligt den norska metoden används osäkerhetsfaktorn 100 på  $LC_{50}$ -värdet för *daphnia* och fisk och osäkerhetsfaktor 10 på  $LC_{50}$ -värdet för alg och vattenväxt då effektstudier på alger värderas som kroniska (Tabell 7).

**Tabell 7.** Tillämpade osäkerhetsfaktorer för beräkning av norska miljöfarlighetsindex, MFI angivna utifrån tillgänglig underlagsdata i akvatiska ekosystem efter Ludvigsen & Lode (2002)

| Toxicitetsdata                                 | Exempel på taxonomisk grupp | Osäkerhetsfaktor |
|--|-----------------------------|------------------|
| $LD_{50}$ -värdet                              | Fisk, <i>Daphnia</i>        | 100              |
| $EC_{50}$ -värdet (mätvariabel tillväxtshast.) | Alg, vattenväxt             | 10               |

## **8.2 Tillämpning i Norge**

Tre indikatorer har utsetts för att karakterisera utvecklingen i bäckar och älvar. Eftersom säsongsvariationerna kan vara stora inom ett år jämförs alla indikatorparametrar med en genomsnittlig månadshalt. Tidsserien för indikatorerna på upp till 7 år har sammanfattats av Ludvigsen & Lode, (2002). För denna period beräknas:

- 1) antal fynd av substanser beräknat som fyndfrekvens per prov
- 2) summakoncentration av alla substanser i provet och
- 3) viktning av uppmätta halter för enskilda substanser med MFI (vilket genererar ett värde av den totala miljöbelastningen för varje prov).

Även antal fynd per år som överskridit MFI s redovisas. Utvecklingen från olika avrinningsområden presenteras i figurer över trender och i statistiska analyser (Ludvigsen & Lode, 2002).

## **8.3. Miljöövervakning**

I Norge ansvarar de båda myndigheterna Statens Forureningstilsyn (SFT) och Naturforvaltning (DN) för miljöövervakningen av vatten. SFT ansvarar för sötvatten och DN naturskötsel vilket också inkluderar akvatisk miljö (EEA, 1996). Övervakningen av pesticider finansieras av Statens Lantbrukstillsyn i ett nationellt övervakningsprogram ”Jord og vannovervåking i landbruket”, JOVA (Ludvigsen, 2004).

Målsättningen med övervakningsprogrammet är att utöka kunskapen om förekomst av pesticider, föroreningsrisken lantbruksdrift medför samt om miljövänliga driftsformer. Informationen utgör kunskapsunderlag för statlig och regional förvaltning (Landbrugstilsynet, 2002).

Övervakningsprogrammet JOVA täcker 7 bäckar och 2 älvar. Generellt analyseras alla prover med multimetoder för 48 pesticider (aktiva substanser + några av metaboliterna till dessa substanser). Specialanalyser utförs dessutom för 9 pesticider och en metabolit. Sammanlagt utförs analyser för 59 substanser. Totalt är 122 pesticider godkända och verksamma genom JOVA-programmet. Stationerna har i de flesta fallen övervakats under åtta år (Ludvigsen, 2004).

Provtagningsperioden sträcker sig från sprutperiodens start i slutet av maj t.o.m. december. Enstaka prover har också tagits i vintermånader och vid snösmältningen på våren. Vattenproven utförs som momentanprov och som blandprov (vattenproportionella prover). Blandprover tas på stationer med kontinuerlig mätning av vattenföringen. De identifieras med provtagningsdatum, men representerar en 14-dagarsperiod före själva provtagningen. Momentana prov tas i huvudsak med 14 dagars mellanrum, men också efter nederbördsperioder och som komplement till blandproverna (Ludvigsen & Lode, 2002). Ordinarie provtagningsperiod kommer att ändras fr.o.m. år 2004. Blandprover kommer framöver att begränsas med ett uttag från månaderna maj till oktober. Dessutom kommer stickprover att tas under nederbördsperioder i växtodlingssäsongen och eventuellt också efter att ordinarie provtagningsperiod är avslutad om hösten (Ludvigsen, 2004).

## 9 MILJÖKVALITETSSTANDARDER I STORBRITANNIEN (EQS)

Storbritannien har enligt den nationella stadgan Environmental Protection Act 1990 och som en följd av EU-direktivet (76/464/EEC), antagit miljö kvalitetsstandarder, Environmental Quality Standards (EQS).

Det nationella ansvaret för ytvatten är fördelat på de regionala myndigheterna Environment Agency (EA) i England och Wales, Scottish Environment Protection Agency (SEPA) (tidigare RPA) i Skottland och The Department of the Environment for Northern Ireland (DoE(NI)) i Nordirland (EEA, 1996). EA, DoE och Department for Environment, Food & Rural Affairs (DEFRA) har alla deltagit i arbetet med att ta fram EQS (NCET, 1997).

EQS anger en halt av en substans som för att skydda vattenlevande organismer, inte ska överskridas i akvatisk miljö (Cole, 2003). Halten uttrycks vanligtvis som en årlig medeltalskoncentration, Annual Average (AA). Den representerar en riskfri nivå för det akvatiska ekosystemet under kontinuerlig exponering. EQS kan även anges som Maximum Allowable Concentrations (MAC) vilken är en koncentration avsedd att skydda mot kortare tids exponering för en substans (NCET, 1997).

Underlaget för beräkning av EQS-värden utgörs av kvantitativ och kvalitativ underlagsdata som samlas in från allmän litteratur, kommersiella databaser och opublicerade källor och klassificeras i kategorierna primär och sekundär data. Primär data betraktas som pålitlig och används för beräkning av EQS, medan sekundär, från exempelvis QSAR-modeller, får utgöra stödinformation i de fall då informationen är begränsad.

### 9.1 Beräkning av miljö kvalitetsstandarder

EQS beräknas separat för salt- och sötvatten (Lepper, 2002). Testorganismer kan representera fyra trofinivåer (Tabell 8). Toxicitetsdata bör även innefatta test utförda på målorganism (t.ex. insekter för insekticider).

**Tabell 8.** Urval av organismer för toxicitetsstudier som ligger till grund för beräkning av brittiska EQS-värden för substanser i ytvatten, angivna utifrån tillgänglig underlagsdata i akvatiska ekosystem efter NCET (1997)

| Trofinivå          | Exempel på taxonomisk grupp  |
|--------------------|--|
| Primär producent   | Alg och/eller makrofyter   |
| Primär konsument   | Artropoder ( <i>crustaceans</i> och insekter (endast i sötvatten)) |
| Sekundär konsument | Ickeartropoder (t.ex. mollusker)                                   |
| Tertiär konsument  | Fisk   |

#### 9.1.1 Beräkning av akuta och kroniska EQS

Det akuta MAC-värdet är avsett för kortare tids exponering och beräknas genom att använda en faktor i storleksordning 2-10 på den lägsta akuttoxiska koncentrationen som orsakar skadliga effekter; det lägsta L(E)C<sub>50</sub>-värdet, (Tabell 9). Kroniska årliga medelvärden (AA) beräknas i möjligaste mån utifrån kronisk toxicitetsdata för den känsligaste arten. I de fall då NOEC-värden saknas omvandlas akut toxicitetsdata till "förmodade" kroniska effekter genom att dividera akuttoxisk data med faktorer i storleksordning 10-100.

Då NOEC-värden för nya kemikalier ska erhållas ur relativt begränsad akuttoxisk data tillämpas en extrapoleringsfaktor mellan 200 och 1000. Faktorer som tillämpas på kroniska

L(E)C<sub>50</sub>-värden (långtids- L(E)C<sub>50</sub>) är vanligen mellan 5-10. Kronisk toxicitet kan även uttryckas för kronisk toxicitetsdata i ett spann från övre NOEC-värdet till det lägsta LOEC-värdet (det geometriska medelvärdet av NOEC och LOEC) Maximum Allowable Toxicant Concentration, (MATCH). På MATCH-värden tillämpas osäkerhetsfaktorer som varierar mellan 2-5.

Kroniska NOEC-värden anses oftast ligga långt under den kroniska tröskelkoncentrationen varför AA-värdet med fördel tas fram baserat på ett kroniskt L(E)C<sub>50</sub>-värde eller MATCH värdet (NCET, 1997).

### 9.1.2 Osäkerhetsfaktorer

Vilken faktor som används beror på dataunderlagets kvalitet, och på egenskaperna hos substansen. Den bedöms från fall till fall av expertis. Faktorn kompenserar för osäkerheten i extrapolering från en art till en annan, från kort till längre exponeringstid, från akuta till kroniska effekter, från kroniska effekter på enskild organism till effekter på ekosystemnivå och från effekter i ett ekosystem till ett annat. Osäkerhetsfaktorn sätts lägre för substanser med låg kvot mellan akut och toxisk koncentration (ACR-talet). Preliminära AA baserade på data från laborietester jämförs med eventuella fältdata. Finns tillförlitliga NOEC-värden för fältstudier appliceras extrapoleringsfaktorer i storleksordning 1-5 enligt tabellen nedan, för att kompensera för varians mellan olika ekosystem (Tabell 9).

**Tabell 9.** Generella riktlinjer för tillämpning av osäkerhetsfaktorer vid beräkning av brittiska EQS, angivna beroende av dataunderlagets omfattning och typ av EQS enligt Lepper (2002)

| Tillgänglig data   | Extrapoleringsfaktor | EQS |
|--|----------------------|-----|
| Lägsta akuta effektkoncentration (t.ex. LC <sub>50</sub> )             | 2 – 10               | MAC |
| Lägsta akuta effektkoncentration (t.ex. LC <sub>50</sub> )             | 10 -100              | AA  |
| Lägsta kroniska effektkoncentration (t.ex. långtids-LC <sub>50</sub> ) | 5 – 10               | AA  |
| Lägsta NOEC från fältexperiment  | 1 – 5                | AA  |

### 9.2 Interimistiska standarder

Preliminära standarder föreslås generellt vid minsta avsaknad av akvatisk toxicitetsdata eller om toxicitetsdata för målorganismen saknas. Vid väldigt sparsam tillgång på data föreslås inga standarder alls. I dessa fall anges exempel på vilka uppgifter test som krävs vidare för att ett riktvärde ska kunna tas fram. Om underlagsdata för saltvattenarter inte är tillräckliga kan preliminära EQS tas fram baserat på EQS-värden för sötvatten.

### 9.3 Bioackumulering

För substanser med hög potential för bioackumulering tillämpas högre osäkerhetsfaktor. De bioackumulerande substanserna identifieras enligt kriterierna nedan.

- BCF-värde < 100 eller Log K<sub>ow</sub> < 3 – Förväntas inte bioackumulera
- BCF-värde >100 < 1000 eller Log K<sub>ow</sub> = 3 ≤ 4 – Har potential att bioackumulera
- BCF-värde >1000 eller Log K<sub>ow</sub> > 4 – Har signifikant potential för bioackumulering

Genom att uttrycka EQS i total koncentration anser man att hänsyn också tas till bioackumulerande substanser. Beroende av substansens agerande i miljön (löslighet, adsorption till sediment) uttrycks EQS antingen som total koncentration (ofiltrerade prover) eller biotillgängliga koncentrationer (i filtrerade eller stabiliserade prover), Lepper, 2002.

## **9.4 Kombinerad toxicitet**

För substanser med strukturella likheter och likartade aktionsmönster i miljön kan ibland kombinerade riktvärden anges i syfte att täcka in risker för additiva, antagonistiska och synergistiska effekter (t.ex. totalt triklorobensener eller totalt atrazine och simazine).

## **9.5 Tillämpning**

EQS redovisas tillsammans med en bedömning av substansens toxicitet i detaljerade rapporter. Föreslagna EQS-värden granskas och revideras av en oberoende vetenskaplig styrningsgrupp med representanter från DEFRA och av industri. Denna läggs fram för offentlig konsultation innan beslut om föreskrifter fattas av ministeriet (Lepper, 2002).

### **9.5.1 Miljöövervakning**

DEFRA handhar landets vattenpolicy och de tre regionernas myndigheter ansvarar för att policyn efterlevs genom övervakning och upprätthållande medel. Vattenkvalitet kontrolleras med olika övervakningsprogram, i cirka 36 000 km av landets floder och kanaler (DEFRA, 2000). Det nationella nätverket inkluderar 230 mätstationer vilka mestadels är lokaliserade till floder. Vattenkvalitetsdata inhämtas från de olika regionerna; DoE-, EA- och SEPA (EEA, 1996). Analyser av toxiska substanser i vatten utförs av EA enligt ett schema kallat General Quality Assessment (GQA). Pesticidövervakningen av ytvatten motsvarar omkring 60 % av all pesticidövervakning. Prover tas 4 eller 12 gånger per år och analyseras på omkring 190 olika pesticider (inklusive metaboliter och isomerer), Environment Agency (2002).

Naturvårdsverket (EA) analyserar vattenkvalitet nedströms kända utsläpp från reningsverk, avloppsvatten och industrier. Provtagning genomförs dessutom kvartalsvis i gränsen mot saltvatten eller vid flodmynningar. Dessa områden benämns "National Network sites" och de ger en indikering om allmänna nivåerna av förorening istället för från kontaminering från en särskild punktkälla. Det årliga medelvärdet av resultaten för varje provplats jämförs med EQS. Provtagning sker direkt i vissa utsläppspunkter för att undersöka om halterna ligger under tillåten utsläppsnivåer.

Lokaler som är av betydelse för dricksvattenförsörjningen kontrollerats på vissa speciella pesticider som ett resultat av EU-direktivet (75/440/EEC). Likadant görs för vatten som faller under EU-direktivet för skaldjursvatten (79/923/EEC). Överskridning av lagstadgade EQS rapporteras årligen till miljödepartementet (DEFRA, 2000).

## **10 TYSKA KVALITETSMÅL (QT)**

Tysklands federala miljöministerium för Miljö, Naturbevarande och Kärnkraftssäkerhet (BMU) handhar, som en del i miljöpolitiken, övergripande vattenfrågor samt gränsöverskridande vattensamarbete. Ansvaret för ytvattenkvalitet vilar på de 16 enskilda staterna (EEA, 1996). Delstaterna verkar, genom egna lagar och med kompletterande förordningar, efter den federala republikens övergripande lagstiftning.

Grundläggande föreskrifter om tillsyn av vattenkvalitet och kvantitet sammanfattas under Tysklands vattenstadga WHG, vilken erfordrar beskydd av vatten som habitat för flora och fauna och som upprätthållande av naturlig balans. Federala statsmyndigheter har förenats i en arbetsgrupp (LAWA) för att gemensamt arbeta med vattenrelaterade problem och samordna kontrollinstrument för de vattenföroreningar som deklarerats i stadgan (UBA, 2001a).

Tyska kvalitetsmål, Quality Targets (QT) utgör per definition en halt som för att försäkra bevarande och återupprättande av inhemska, självreproducerande och självreglerande akvatiska samhällen, inte bör överskridas av skadliga substanser i vatten (Lepper, 2002). De tas fram för parametrar som bekämpningsmedel, biodiversitet, syre- och näringsstatus (UBA, 2001b).

### **10.1 Prioritering av substanser**

Tyska kvalitetsmål tas fram för de substanser som i vattenlagstadgan definierats som toxiska, persistenta, carcinogena, mutagena, reproduktionstoxiska eller för substanser med potential att bioackumulera samt för de substanser som ingår i internationella överenskommelser (Lepper, 2002). I enlighet med EU-direktivet 76/464/EEC har Tyskland fastslagit kvalitetsmål för farliga substanser under lista II för vatten. Urvalet sker i överenskommelse mellan representanter för federalt biologiskt centrum för jordbruks- och skogsforskning (BBA), jordbruksministeriet (BML) och LAWA (UBA, 2001b).

### **10.2 Matriser**

Olika skyddsmeriterade vattenrelaterade ändamål har separat framtagna kvalitetsmål. De fem<sup>1</sup> definierade områdena är akvatisk miljö, sedimentlevande organismer, fiskevatten, dricksvatten och bevattning (Irmer, 1995).

Akvatisk miljö skyddas med toxicitetsbaserade QT (UBA, 2001b). För substanser med hög benägenhet att binda till partiklar i vattenlösningar tas kvalitetsmål fram som skyddar sedimentlevande organismer. Dessa kvalitetsmål beräknas genom att tillämpa en fördelningskoefficient på QT avsedda för akvatiska organismsamhällen. De maximalt tillåtna halterna för miljöfrämmande substanser i fisk och skaldjur ligger till grund för fiskevattnets kvalitetsmål medan det enligt direktiv (98/83/EG) fastställda gränsvärdet 0,1 µg/l gäller för dricksvatten (Irmer, 1995). Kvalitetsmål för bevattning av jordbruksmark utgörs av specificerade mål som skyddar växter, jord och grundvatten eller juridiskt bindande krav (UBA, 2001b).

### **10.3 Metod för beräkning av Quality Targets**

LAWA har i samarbete med det federala miljöorganet UBA (tillsammans utgör parterna arbetsgruppen BLAK QZ) tagit fram ett vägledningsdokument för beräkning av tyska QT för

---

<sup>1</sup> IKSR har tagit fram kvalitetsmål för ytterligare ett område, terrestra djursamhälle.

ytvatten. Vägledningen antogs under en miljöministerkonferens år 1993 och har utgjort underlag i UBAs arbete med att ta fram preliminära kvalitetsmål.

Metoden har också haft en betydande funktion för det internationella miljöarbetet med förbättring av vattenkvalitet i floden Rhen, the International Commission for the Protection of the Rhine against Pollution (IKSR), under vilket kvalitetsmål för bl.a. pesticider har tagits fram. Metoden för beräkning av QT enligt LAWAs vägledningsdokument är i huvudsak likvärdig IKSRs metod. Jämförelser av IKSRs kvalitetsmål med korresponderande mål utfärdade av UBA har visat på god överensstämmelse mellan koncentrationsgränserna. Alla kvalitetsmål för vatten går igenom en granskningsprocess där intressenter ges möjlighet att godkänna värdena (Irmer, 1995).

IKSR har haft en ledande roll både i landets vattenkvalitetsarbete och inom andra internationella vattenkommissioner (t.ex. IKSE, IKSO och IKSD som arbetar för vattenkvalitet i floderna Elbe, Oder och Danube) (UBA, 2001a).

### 10.3.1 Testorganismer och toxicitetsdata

Underlagsdata utgörs av rik uppsättning studier utförda i enlighet med internationellt accepterade guidelines som t.ex. EU, OECD, ISO eller DIN. Både akuta och kroniska resultat från fyra trofinivåer (Tabell 10) och från olika undersökta analysvariabler används. Det lägsta värdet från de fyra nivåerna används för vidare beräkning (Leppper, 2002).

**Tabell 10.** Krav på dataunderlag för beräkning av tyska kvalitetsmål, QT enligt Irmer (1995). I tabellen anges exempel på undersökta arter från olika trofinivåer samt exempel på analysvariabler och på toxicitetstestes varaktighet

| Trofinivå          | Exempel på taxonomisk grupp | Exempel på analysvariabel | Tid             |
|--------------------|-----------------------------|---------------------------|-----------------|
| Reducerare         | bakterier                   | cellproliferation         | 16 timmar       |
| Primär producent   | grön alg                    | cellproliferation         | 72 timmar       |
| Primär konsument   | litet kräftdjur             | reproduktion              | 21 dagar        |
| Sekundär konsument | fisk                        | toxicitet                 | 28 el. 14 dagar |

### 10.3.2 Osäkerhetsfaktorer

Toxicitetsdata från fyra trofinivåer jämförs och en regelmässig kompensationsfaktor  $F_1$  tillämpas på det lägsta testresultatet (för den känsligaste arten). Osäkerhetsfaktorn  $F_1$  kompenserar för bl.a. variation av biologiska testmetoder, begränsad exponeringstid i testsystem, inom- och mellanartsvariationer i känslighet och influenser av andra miljörelaterade faktorer. Föreligger ytterligare risker för osäkerhet i beräkning av QT (t.ex. bristfällig effektdata, effektdata på andra arter än standardarter eller då substansens metabolit är mer toxisk än originalsubstansen) kan koncentrationen multipliceras med ytterligare en osäkerhetsfaktor,  $F_2$  av storleken 0,1 (Tabell 11).

**Tabell 11.** Typer av faktorer som tillämpas vid beräkning av tyska kvalitetsmål, QT efter UBA (2001)

| Typ av faktor  | Faktorvärde |
|--|-------------|
| Kompensationsfaktor för avsaknad av kronisk toxicitetsdata | 0.1         |
| Regelmässig faktor, $F_1$                                  | 0.1         |
| Ytterligare osäkerhetsfaktor, $F_2$                        | 0.1         |

Visar studierna en toleransgräns som överskrider 0.1 µg/l för pesticidesubstanser fixeras värdet till den övre gränsen 0.1 µg/l (UBA, 2001b). Då ytterligare ekologiskt relevanta studier (som fältstudier av hög kvalitet) visar toxicitet på ett sätt som reflekterar verkligheten bättre, kan dessa studier användas. I vilken utsträckning osäkerhetsfaktorn kan reduceras bestäms från fall till fall (Irmer, 1995).

### 10.4 Interimistiska QT

Representerar studierna endast två eller färre trofinivåer tas ett preliminärt kvalitetsmål fram för substansen. När kronisk toxicitetsdata är otillräcklig multipliceras resultat från akuta test med kompensationsfaktorn 0,1 för räkna fram ett kroniskt resultat innan faktorn  $F_1$  tillämpas (gäller så länge ett substansspecifikt ACR-värde för en multicellulär organism inte är >10) (Lepper, 2002).

### 10.5 Bioackumulerande substanser

Kvalitetsmålet syftar normalt till substansens totala koncentration i vatten (summan av löst och adsorberad koncentration). Substanser med en fördelningskoefficient större än 1000 l/kg uttrycks hellre som nivåer i suspenderat partikelmaterial (Ekvation 1). Kvalitetsmål för suspenderat material  $QT_{SPM}$  (µg/l) beräknas genom att använda totala koncentrationen av substansen i vatten  $C_{total}$  (µg/l), fördelningskoefficienten vatten – suspenderat sediment  $K_{ws}$  (l/kg) och koncentrationen suspenderat partikulärt material  $C_{SPM}$  i vatten. Approximalt medelvärde för  $C_{SPM}$  i Tysklands större floder är 25 mg/l.

$$QT_{SPM} (\mu\text{g/kg}) = C_{total} (\mu\text{g/l}) * K_{ws} (\text{l/kg}) * (10^{-6} (\text{kg/mg}) * C_{SPM}^{-1} (\text{mg/l}))^{-1} \quad (1)$$

$QT_{SPM}$  = Suspenderat material

$C_{total}$  = Total koncentration av substansen i vatten

$K_{ws}$  = Fördelningskoefficient, vatten – suspenderat sediment

$C_{SPM}^{-1}$  = Medelvärde för suspenderat material

(Lepper, 2002)

### 10.6 Tillämpning

Det tyska kvalitetsmålet QT betraktas som ett vägledande, effektbaserat referensvärde och inte som ett bindande gränsvärde. Vattenkvalitetsmål har i Tyskland fungerat som planeringsinstrument men även som indikator för huruvida behov av vidare ansträngningar i vattenvårdsarbetet föreligger (UBA, 2001b). Överskridanden av kvalitetsmål ger en indikation om att strängare emissionskrav krävs (UBA, 1997). De skyddsmeriterade områden som ska erhålla kvalitetsmål utses av myndigheter i regionala beslut. Här fastställs även behov och tidsramar för QT och de eventuella delmål som kan komplettera ett kvalitetsmål (UBA, 2001b).



### 10.6.1 Jämförelse med uppmätta halter

De uppmätta halternas årliga 90:e percentilvärde ställs mot respektive kvalitetsmål. Ett kvalitetsmål bedöms som uppfyllt om den 90:e percentilen av substansens halt i ytvatten inte överskrider QT eller om det aritmetiska medelvärdet av den maximala koncentrationen inte överstiger värdet av halva kvalitetsmålet.

#### 10.6.1.1 Klassificering av kemisk kvalitet

Ytvattenstatus bl.a. i form av pesticidförekomst samlas in från federala stater och sammanställs av LAWA i en nationell rapport. Med utgångspunkt från QT har LAWA tagit fram ett klassificeringsschema för varje undersökt kvalitetstyp (kemisk, biologisk och strukturell kvalitet). Genom att klassificera ytvattnet enligt sju kategorier värderas vattenkvaliteten på de undersökta platserna.

För att fastställa vattnets kemiska kvalitet analyseras pesticider, men även innehåll av näring, tungmetaller och organiska miljöfarliga kemikalier klassificeras enligt schemat (Tabell 12).

Klassificeringsschemat är ett fyrskaligt system med tre mellanliggande nivåer, baserat på QT enligt BLAK OZ. Målet är vanligen det tredje steget (vattenkvalitetsklass II) som garanterar ett uthålligt skydd av ytvattnet. Varje kvalitetsklass tilldelas en färg i syfte att genom kartografisk framställning ge en överskådlig avläsning av olika områdens miljöstatus över ett bestämt antal år. Landets övergripande vattenmiljöstatus kan sedan sammanfattas genom att ange hur många procent av mätstationerna som uppnår kvalitetsklass II.

I de fall där vattenkvalitet inte överensstämmer med kvalitetsmålet, utreds orsakerna. Att på detta sätt arbeta med substansspecifik uppföljning av föroreningar bedöms viktigt för att underlätta identifiering och reducering av föroreningskällor. Indelningen av pesticider i dessa kvalitetsklasser har dock försvårats av att detektionsgränsen i många fall är högre än kvalitetsmålet.

**Tabell 12.** Klassificeringsschema för gradering av kemisk vattenkvalitet efter UBA (2001b). Beskrivning av kvalitetsklasser baseras på tyska kvalitetsmål QT för skadliga substanser enligt BLAK OZ

| Kvalitetsklass | Beskrivning                                  |
|----------------|--|
| I              | Ingen antropogen påverkan                    |
| I-II           | Lätt förorenad (ca ½ target value)           |
| II             | Moderat förorenad (ca target value)          |
| II-III         | Kritiskt förorenad (ca 2 × target value)     |
| III            | Tungt förorenad (ca 4 × target value)        |
| III-IV         | Mycket tungt förorenad (ca 8 × target value) |
| IV             | Extremt förorenad (mer än 8 × target value)  |

### 10.6.2 Övervakning

Tysklands vatten indelas i sex huvudflodssystem; Rhen, Ems och Weser som rinner till Nordsjön, Oder som rinner till Östersjön och Danube som rinner till Svarta havet. UBA handhar övergripande vattenfrågor och det gränsöverskridande vattensamarbetet (genom en integrerad skötsel av gränsöverskridande vatten i internationella kommissioner för att skydda Rhen, Elbe, Mosel, Saar Konstantinsjön Danube och Oder) medan staterna ansvarar för ytvattenkvalitet och administrativa vattenrelaterade krav (Lepper, 2002).

Övervakningsprogrammet för pesticider är i viss mån inriktat på jordbruksområden eller på vatten med dricksvattenuttag. I huvudsak studeras aktiva substanser vars förekomst antas vara potentiell på basis av använd och producerad kvantitet (UBA, 2001b).

LAWA har infört en regelbunden övervakning av landets ytvatten vars målsättningar ligger till grund för regionala övervakningsprogram (UBA, 2001a). Övervakningen har som syfte att dokumentera aktuell vattenstatus, analysera antropogena substansers påverkan på vattenekosystem samt förhindra potentiell fara för mänsklig hälsa.

Landets ytvattenövervakning sker i staternas egna övervakningsprogram för floder, sjöar och marina vatten. I linje med de övergripande mål som LAWA satt upp dokumenterar de trender över längre tid och vidd av kritisk belastning (alarm-nätverk, vattenförekomster i ett kritiskt stadium). Övervakningen utgör ett redskap i skötsel och planering genom att kontrollera fullföljandet av vattenkvalitetskrav.

Staternas övervakning bildar ett nätverk av bestående av 146 mätstationer som regelbundet kontrollerar pesticidförekomsten i landets ytvatten. LAWA rekommenderar att kemiska mätningar genomförs 26 gånger (som minst 13 gånger) per år.

## **11 EU-gemensamma QUALITY STANDARDS föreslagna av Fraunhofer Institute**

Miljökvalitetsnormer, Quality Standards (QS) ska tas fram för vattensystem i enlighet med ramdirektivet för vatten. Uppgiften att föreslå QS är ålagd EU-kommissionen och omfattar prioriterade ämnen listade i ramdirektivet (bilaga X), samt substanser som inte är med på prioriteringslistan men som regleras i dotterdirektiv till direktiv 76/464/EEC. Förslag på QS ska presenteras inom två år från och med att substansen inkluderats i listan över prioriterade substanser (Lepper, 2002).

### **11.1 Matriser**

QS anger en halt av en substans (eller en grupp av substanser) som inte bör överskridas, för att skydda organismer i vatten och sediment. QS ska också beräknas för biota. På så vis skyddar QS också människors hälsa och täcker för hälsoeffekter vid eventuell exponering från dricksvatten eller via förtäring av mat från akvatisk miljö (Ramdirektivet för vatten, 2002).

För vattenlevande organismer ska QS tas fram för alla de substanser som innefattas av kommissionens uppgift. För sedimentlevande organismer och biota tas QS fram förutsatt att ett triggervärde överskrids. För de substanser där QS beräknats för mer än en matris ska den lägsta kvalitetsstandard antas som en allomfattande QS (Cole, et. al. 2003).

Triggerkriterier används redan i riskbedömning av kemikalier för att avgöra huruvida en substans utgör risk för någon av de tre matriser man har för avsikt att skydda. Syftet med systemet är att bedömningar enbart ska utföras för relevanta exponeringsvägar. Om uppgifter t.ex. inte indikerar ackumulering av en substans i sediment ska QS för sediment inte beräknas (Lepper, 2002).

QS omfattar både marina och sötvattenssystem. Om så anses motiverat ska dock separata QS tas fram för söt- och saltvatten. Har olika QS tagits fram för söt- och saltvatten ska den lägsta av de båda föreslås som allomfattande QS (Lepper, 2002).

### **11.2 Litteratursökning**

Metoden enligt vilken QS beräknas följer riktlinjer angivna i ramdirektivet för vatten<sup>2</sup>. Granskade och utvärderade rapporter från tidigare riskvärdering<sup>3</sup> används i mesta möjliga mån som underlagsdata. I de fall PNEC-värden redan beräknats i riskvärderingar används dessa för att beräkna QS (Lepper, 2002).

### **11.3 Föreslagen metod för beräkning av EU-gemensamma QS**

I strävan efter en enhetlig ekologisk riskbedömning, som så långt som möjligt bygger på element från EU:s riskbedömningssystem och på metoder som redan accepterats av medlemsländer beskriver man i rapporten "Towards the Derivation of Quality Standards for Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive" ett tillvägagångssätt för framtagning av kvalitetsnormer i enlighet med ramdirektivet för vatten.

---

<sup>2</sup> bilaga V, "Förfarande för medlemsstaternas fastställande av kemiska miljökvalitetsnormer"

<sup>3</sup> enligt förordning (EEG) nr 793/93 eller rådets direktiv 91/414/EEG, om utsläppande av växtskyddsmedel på marknaden

Eftersom EUs metod för riskbedömning<sup>4</sup> inte skiljer sig stort ifrån EU-medlemsstaternas nationella tillvägagångssätt att ta fram miljö kvalitetsnormer har man här kunnat enas om ett förslag om gemensam metod för beräkning av miljö kvalitetsnormer.

Metoden som föreslagits av Fraunhofer Institute godkändes av Expert Advisory Forum on Priority Substances (EAF) i mars 2002 efter metodrelaterade diskussioner i en expertgrupp (Lepper, 2002).

### 11.3.1 Testorganismer

Enligt riktlinjerna ska studier representerande tre trofinivåer utgöra underlag för miljö kvalitetsnormer (Tabell 13). Underlagsdata kan även inhämtas från andra relevanta akvatiska artsammansättningar där variabler som samhällsstruktur (t.ex. artdiversitet och artrikedom) studerats liksom effekter på reproduktion och övriga toxiska effekter. Eventuella beteendeffekter eller flykt från habitat kan också inkluderas i bedömningen (Lepper, 2002).

**Tabell 13.** Exempel efter Ramdirektivet för vatten (2000), på testade organismer från tre trofinivåer, i toxicitetsstudier som ligger till grund för beräkning av EU-gemensamma miljö kvalitetsnormer

| Trofinivå          | Exempel på taxonomisk grupp                                   |
|--------------------|---|
| Producent          | Alg och/eller makrofyter                                      |
| Primär konsument   | <i>Daphnia</i> eller organismer representativa för saltvatten |
| Sekundär konsument | Fisk  |

### 11.3.2 Akvatisk riskbedömning

Då metoden bygger på proceduren för akvatisk riskbedömning beräknas  $QS_{\text{vatten}}$  som PNEC-värden (dvs. den halt som sannolikt inte förorsakar negativa effekter i miljön) och osäkerhetsfaktorer angivna i TGD tillämpas. När tillräckligt underlag finns för beräkning av  $QS$  med en statistisk extrapoleringsmetod, kan även denna metod tillämpas (Cole, et. al. 2003).

I den riskbedömning av pesticider som föregår godkännande av ett preparat tillämpas också beräkningar av förväntad exponering, Predicted Environmental Concentration (PEC). Genom att dividera resultat från respektive toxicitetstest med ett PEC-värde ges toxicitets-/exponeringskvoten, Toxicity Exposure Ratio (TER).

PEC-värden anger förväntad halt i miljön och kan beräknas för både punktkällor och diffusa källor (Ekvation 1). Platserna är hypotetiska standardmiljöer och representerar godtyckliga Europeiska miljöer eller tänkbara worst-casevärden. Värdet beräknas på ett dikesmått för generella vattensystem (1 m vidd och 0.3 m djup, flöde medräknas inte) där avståndet mellan dike och behandlat område varierar mellan 1 - 50 m.

<sup>4</sup> Rådets förordning (EEG) nr 793/93 om bedömning och kontroll av risker med existerande ämnen kräver (under artikel 10) att prioriterade substansers verkliga eller potentiella risk för människor och miljö analyseras genom att använda principer fastställda i kommissionens förordning (EG) nr 1488/94 om principer för riskbedömningen av risker för människa och miljö av existerande substanser. Dessa principer redovisas i det tekniska vägledningsdokumentet TGD.

TER-värdet kan beräknas för både kort och lång tid beroende av substansernas persistensegenskaper (Ekvation 2). Exponeringsbedömningen täcker relevanta exponeringsvägar (t.ex. avrinning, vindavdrift, spraydrift och dränering) liksom verkliga användningsbetingelser (t.ex. växtsorter, appliceringsmetod, appliceringsfrekvens och dos) och fysiokemiska egenskaper som styr den aktiva substansens fördelning i miljö.

$$\text{PEC} = \frac{\text{Mängd i recipienten}}{\text{Recipientens volym}} \quad (1)$$

$$\text{TER} = \frac{\text{Toxicitetsmått (L(E)C}_{50}, \text{NOEC})}{\text{PEC}} \quad (2)$$

Beräknat TER-värde jämförs i riskbedömningen med triggervärden under vilka tillstånd för växtskyddsmedlet inte får medges (Tabell 14).

**Tabell 14.** Minimum TER-triggervärden (kvoten: resultat från toxicitetstest/PEC) som måste uppfyllas för att tillstånd för användning av växtskyddsmedel ska utfärdas inom EU efter Lepper (2002) (enligt direktiv 97/57/EG, saluföring av växtskyddsmedel)

| Art            | Korttids-TER<br>Baserat på L(E)C <sub>50</sub> -värden | Långtids-TER<br>Baserat på NOEC-värden |
|----------------|--|--|
| Fisk           | 100  | 10                                     |
| <i>Daphnia</i> | 100  | 10                                     |
| Alg            | 10   | -                                      |

### 11.3.3 Beräkning av kroniska och akuta QS

Eftersom pesticidutsläpp är säsongsbetonat uppstår höga koncentrationstoppar under delar av året. Man har därför bedömt det nödvändigt att ta fram två typer av QS, ett som täcker årlig medelkoncentration och ett som ska relatera till kortare koncentrationstoppar. Den årliga medelkoncentrationen uttrycks som Annual Average-Quality Standard (AA-QS) och den koncentration som ska gälla kortare tids exponering benämns Maximum Acceptable Concentration-Quality Standard (MAC-QS). MAC-QS får aldrig bli högre än AA-QS. Inga värden erhållna från QSAR används för beräkning av QS (Lepper, 2002).

### 11.3.3.1 Beräkning av AA-QS

Kvalitetsnormen AA-QS<sub>vatten</sub> avser en årlig genomsnittskoncentration och beräknas enligt ekvation 3 genom att lägsta toxicitetsdata från kroniska studier divideras med TER-trigger (Tabell 14) avseende lång tid.

$$AA-QS_{vatten} = \frac{NOEC_{min}}{TER-trigger_{lång-tids}} \quad (3)$$

### 11.3.3.2 Beräkning av MAC-QS

Kvalitetsnormen MAC-QS<sub>vatten</sub> avser akuta effekter under en kortare tids exponering och beräknas enligt ekvation 4 genom att lägsta L(E)C<sub>50</sub>-värdet från akuta studier divideras med TER-trigger avseende kort tid (Tabell 14).

$$MAC-QS_{vatten} = \frac{L(E)C_{50min}}{TER-trigger_{kort\ tid}} \quad (4)$$

Korttids TER-trigger är 100 för fisk och invertebrater eller 10 för alger. I de fall alg utgör den känsligaste organismen för akuta effekter bör lämpligheten med att använda TER-triggervärdet 10 övervägas (Lepper, 2002).

## 11.4 Persistens och bioackumulering

Enligt ramdirektivet för vatten ska en slutgiltig miljökvalitetsnorm ta hänsyn till persistens och bioackumulering. Experimentell data för biokoncentration eller biomagnifiering (BCF och BMF eller K<sub>ow</sub>) erfordras för substanser med känd eller misstänkt potential att bioackumulera (identifierade med trigger-värden). Data om persistens (bionedbrytning, hydrolys eller fotonedbrytning) används inte direkt i metoden men utgör komplimenterande information.

Eftersom QS inbegriper skyddsmål som t.ex. akvatiskt liv, ytvatten för uttag av dricksvatten, sediment och biota kan halten sägas ta hänsyn till de indirekta ekotoxikologiska effekter och till sekundär förgiftning av topp-predatorer, som kan uppträda då substansen bioackumuleras i biota (Cole, et. al. 2003).

## 11.5 Synergistiska effekter

Metoden tar inte uttryckligen hänsyn till synergistiska effekter då ingen befast och accepterad metod som värderar risken för substansers samverkan, anses lämplig för beräkning av QS. Säkerhetsfaktorer som tillämpas i effektbedömningen anses till stor del täcka tänkbar förekomst av kombinerade toxicitetseffekter (Lepper, 2002).

## 11.6 Tillämpning

### 11.6.1 Jämförelse med uppmätta halter

För hydrofoba organiska substanser kan QS<sub>vatten</sub> uttryckas både som en halt i ofiltrerade prover (vatten och suspenderat partikulärt material) och som en halt i ett ofiltrerat prov av EU standardvatten, definierat i TGD (Cole, et. al. 2003).

Huruvida det kroniska medelvärdet ska referera till det årliga aritmetiska värdet eller till den 90-nde percentilen av de uppmätta koncentrationerna är ännu inte beslutat. Någon

slutgiltig bedömning av MAC-QS-värdets framtida relevans är inte heller genomförd (Lepper, 2002).

### **11.6.2 Så används AA-QS och MAC-QS**

AA-QS och MAC-QS ska i samverkan skydda ekosystemets struktur och funktion mot betydande förändringar i kemisk kvalitet till följd av toxiska substanser. MAC utgör ett komplement till årliga miljö kvalitetsnormer och täcker episodiska exponeringstillfällen. Värdet avser en koncentration som aldrig får överskridas.

Med QS kan en indikation ges om risken de prioriterade farliga substanser medför i sina respektive uppmätta halter i vatten. Informationen ska användas för att bestämma och justera övervakningens omfattning och den anslagna tidsramen inom vilken reduktion av utsläpp ska uppnås. Värdena ska underlätta utvärderingen av det arbete inom ramdirektivet för vatten, som utförs för att stegvis eliminera utsläpp och förekomst av vissa miljöfarliga ämnen (Lepper, 2002).

## 12 SVENSKA RIKTVÄRDEN

Sveriges miljövårdsarbete har sedan 1970-talet strävat mot halter nära noll av naturfrämmande ämnen i miljön. Uppdraget att enligt direktivet om förorening genom utsläpp av vissa farliga ämnen i gemenskapens vattenmiljö (76/464/EEG), fastställa riktvärden för ytvattenkvalitet var därför helt i linje med svensk miljöstrategi (Naturvårdsverket, 2002). Detta vattenskyddande direktiv fortsätter att gälla med ramdirektivet för vatten (2000/60/EG)<sup>5</sup>.

Målsättningen om minskade halter av naturfrämmande ämnen i miljön yttrades även i det 12:e av de 15 miljökvalitetsmål som fastslogs av riksdagen i proposition 2000/01:65. Enligt detta miljömål, kallat Giftfri miljö ska man arbeta för att halterna inom en generation ska vara nära noll. I ett delmål till Giftfri miljö preciseras att riktvärden, framtagna senast år 2015 för prioriterade kemiska ämnen, inte får överskridas år 2020. Önskemål finns också att inom miljömålet Giftfri miljö framöver använda riktvärden för att följa upp miljömålsarbetet genom olika så kallade indikatorer, varav en (Gm:1) handlar om halter av bekämpningsmedel i ytvatten.

Projektet med att fastställa riktvärden för verksamma substanser i nu godkända bekämpningsmedel ingår även i det förslag till handlingsprogram för användning av bekämpningsmedel som på uppdrag av regeringen lämnades av statens jordbruksverk och kemikalieinspektionen år 2002 (Jordbruksverket, 2002). Svenska riktvärden har tagits fram för verksamma ämnen i nu godkända bekämpningsmedel vid Kemikalieinspektionen (KemI).

Följande avsnitt är författat i samarbete med Helena Norberg som på Kemikalieinspektionen tog fram och kvalitetsgranskade riktvärden under hösten 2003 och våren 2004. Tillvägagångssättet följer de internationellt accepterade metoder för riskbedömning av kemikalier, som finns samlade i EU:s Technical Guidance Document (TGD) (European Commission, 2001), men en del avvikelser har gjorts.

### 12.1 Prioritering av substanser

Riktvärden har tagits fram för 102 st. i Sverige, godkända pesticider<sup>6</sup>. Urvalet av substanser grundas i första hand på de listor av substanser som undersöks i det nationella programmet för miljöövervakning av jordbruksmark. I nästa steg är riktvärden beräknade för substanser upptagna i bilaga I. i direktiv 91/414/EEG om utsläppandet av växtskyddsmedel på marknaden. Därefter har substanser valts ut på basis av försålda mängder i svensk försäljningsstatistik över bekämpningsmedel.

---

<sup>5</sup> Antagandet av ramdirektivet för vatten har dock resulterat i en förändring av direktivet. För att undvika motsägelser mellan de båda direktiven har övergångsbestämmelser för direktiv 76/464/EEG formulerats i ramdirektivet för vatten (artikel 22). Här fastslås att ramdirektivets (2000/60/EG) lista över prioriterade ämnen (bilaga X), ska ersätta listan över prioriterade ämnen som presenterades i kommissionens meddelande till rådet 1982 i dotterdirektiv till 76/464/EEG (artikel 16).

<sup>6</sup> Substanserna diklorvos, karbofuran och terbutylazin är dock avregistrerade.



Metaboliter vars moderssubstans bryts ner snabbt är intressanta ur miljöövervakningssynpunkt. Separata riktvärden har därför tagits fram för de metaboliter som bildas i vatten och som anses relevanta. För att en metabolit skall anses relevant skall den vara mer persistent än moderssubstansen samt toxisk för akvatiska organismer. Arbetet med metaboliter är eftersatt och dataunderlaget kompenseras ofta med en hög osäkerhetsfaktor. Information om eventuella metaboliter ges tillsammans med beräkning av riktvärdet, i protokollet för den aktiva substansen.

## **12.2 Litteratursökning**

All underlagsdata för beräkning av riktvärden är kvalitetsgranskad. Testen ska följa erkända guidelines framtagna av t.ex. OECD eller U.S.EPA. Att utvärdera data är tidskrävande varför man i huvudsak prioriterar redan utvärderad data bland källorna. Monografier producerade och utvärderade inom EU, KemI och OECD ger tillförlitliga uppgifter om substanserna. Utvärderad underlagsdata hämtas även från Pesticide Ecotoxicity Database, skapad av USA:s naturvårdsmyndighet U.S.EPA. Endast i de fall dessa källor inte ger ett tillräckligt dataunderlag söks informationen bland icke kvalitetsgranskad data såsom databasen Aquire och data från tillverkare. Data som inte bedöms fullt acceptabel kan komma att utgöra stöddata (om t.ex. känslighet för substansen på viss trofinivå) som ökar säkerheten vid fastställande av ett riktvärde.

Preparatstudier kan användas vid framtagning av riktvärden om toxicitet räknas om för att gälla aktiv substans. Det är dock viktigt att toxiciteten härrör från den aktiva substansen och att toxicitet från tillsatta ämnen, lösningsmedel i preparatet kan uteslutas.

## **12.3 Metod för beräkning av riktvärden**

Den svenska metoden för att ta fram riktvärden för ytvatten baseras på riktlinjer angivna i EU:s ramdirektiv för vatten 2000/60/EEC, samt på de internationellt accepterade metoder för riskbedömning av kemikalier, som finns samlade i EU:s Technical Guidance Document (TGD). Riktvärdet är effektbaserat och ska skydda alla vattenlevande organismer i det akvatiska ekosystemet mot effekter av exponering för skadliga substanser. Värdet grundas enbart på toxicitetsstudier.

Vägledningsdokumentet beskriver även beräkning av riktvärden med hjälp av osäkerhetsfaktorer men även statistisk metoder som ”Species Sensitivity Distribution” (SSD) eller Hazardous concentration 5 % (HC<sub>5</sub>). Då krav på dataunderlaget för tillämpning av statistisk metod är högt, har metoderna ännu inte brukats i det svenska tillvägagångssättet. Ekotoxikologiska uppgifter bör enligt dessa metoder utgöras av fler än 15 men minst 10 NOEC-värden för olika arter representerande 8 taxonomiska grupper.

Ett riktvärde tas fram genom beräkning av en s.k. Predicted No Effect Concentration (PNEC värde) vilket anger den halt som sannolikt inte förorsakar negativa effekter i miljön. Testresultat från studier på den organism i dataunderlaget som uppvisar störst känslighet för studerad substans (det lägsta NOEC-/L(E)C<sub>50</sub>-värdet av all data) används som utgångsdata för beräkning av ett riktvärde.

### **12.3.1 Testorganismer**

Information om substansers toxicitet hämtas från studier representerande tre trofinivåer i akvatisk miljö (Tabell 15). Studierna ska inkludera standardorganismer men eftersom allt material värderas för beräkning, kan studierna vara utförda på taxonomiska grupper andra än

de som anges i tabellen. I testerna kan t.ex. effekter på högre vattenväxter, snäckor och insekter ha studerats.

Testresultat tas från studier på både salt- och sötvattenarter vilket ger en bred bas och ett generellt riktvärde att tillämpa på både marina- och sötvattensystem.

**Tabell 15.** Exempel efter TGD (2001), på testade organismer från tre trofnivåer, i toxicitetsstudier som ligger till grund för beräkning av svenska riktvärden

| Trofnivå           | Ex. på taxonomisk grupp |
|--------------------|-------------------------|
| Producent          | Alg                     |
| Primär konsument   | <i>Daphnia</i>          |
| Sekundär konsument | fisk                    |

Endast tester på populationsnivå med mätvariabler som överlevnad, tillväxt och population används. Kroniska tester anger även variabler som beteende och reproduktion.

Algstudier som ligger till grund för beräkning av PNEC-värden baseras på studier av tillväxthämning. Resultat anges i variablerna biomassa eller tillväxthastighet där resultat baserade på tillväxthastighet prioriteras framför biomassa. Studierna utgör multigenerationstest och därför kan både EC<sub>50</sub>-värden och NOEC-värden hämtas från samma studie om studien är utförd under 72 timmar eller under längre tid. NOEC-värdet från algstudier måste styrkas av kronisk studie från annan trofnivå. Är substansen specifikt toxisk för alger kan dock NOEC-värdet styrkas av ytterligare ett test utfört på en annan algart. Algtest som varar > 96 timmar utesluts då testmetoden i form av statistiska system anses osäker under en sådan lång tidsperiod.

I studier av *Daphnia magna* anges ofta effekten i form av immobilitet, eftersom dödlighet är svåridentifierad hos dessa organismer. Studierna utförs vanligen under 48 timmar eller 21 dagar. Fiskstudier utförs exempelvis på *Oncorhynchus mykiss* (regnbåge) och presenteras ofta i variabeln dödlighet.

På växter undersöks effekter på tillväxt genom mätning av biomassa eller tillväxthastighet och i vissa sammanhang undersöks fotosyntes. Studier på högre vattenväxter utförs vanligen på *Lemna gibba* eller *Lemna minor* (andmat). Även för *Lemna* kan NOEC- och EC<sub>50</sub>-värden från samma studie användas. Dessa test utförs vanligen under 14 dagar, men även 7 dagars studier kan accepteras. Resultat angivna i variablerna biomassa eller tillväxthastighet används.

### 12.3.2 Användning av akuttester och kroniska test

Beräkningen av svenska riktvärden ska beakta den specifika säsongsrelaterade användningen av pesticider. Eftersom pesticidanvändningen resulterar i intermittenta utsläpp anser man att såväl akuta som kroniska effekter bör ligga till grund för riktvärdet. Metoden skiljer sig här från den angivna i TGD vari man förutsätter att vattnet alltid utgör ett dynamiskt system där exponering för periodvis utsläppta substanser enbart varar under en kort tid. Kroniska effekter från sådan exponering är enligt TGD låg, och för att beräkna PNEC<sub>vatten</sub> behöver därför generellt endast akuttoxiska studier beaktas. Större vattendrag med regelbundet flöde uppnår dynamiskt tillstånd, vilket inte alltid är fallet för mindre vattendrag som t.ex. åar i jordbrukslandskap.

För att garantera ett fullvärdigt skydd mot både kronisk och akut toxicitet har man i Sverige valt att alltid använda toxicitetsdata från både akuta och kroniska test. PNEC-värden baserade

på L(E)C<sub>50</sub>- respektive NOEC-värden beräknas separat. Osäkerhetsfaktorer tillämpas på de båda koncentrationerna beroende av osäkerhetsgraden med vilken respektive PNEC-värde har beräknats (dataunderlagets omfattning) varpå den lägsta beräknade koncentrationen får utgöra det slutgiltiga riktvärdet (se avsnitt 13.3.4).

### 12.3.3 Mesokosmstudier

Mesokosmstudier beaktas från fall till fall. I mesokosmstudier kommer substansen att fördelas mellan de olika matriserna. Generellt gäller att pesticiden skall återfinnas till 100 % i vattenfasen. Om studien genomgått kvalitetsgranskning i EU-utvärdering (ämnen upptagna under bilaga 1) anses resultatet från mesokosmstudien kunna användas vid framtagning av riktvärden. I annat fall används mesokosmstudier endast som stöddata. Om toxicitetsstudier däremot visar att andra arter (som inte finns representerade i mesokosmstudien) är mer känsliga, baseras riktvärdet på denna art.

### 12.3.4 Osäkerhetsfaktorer

Utifrån den känsligaste organismen dvs. den organism med lägst NOEC eller L(E)C<sub>50</sub> för en substans, ska ett riktvärde som omfattar hela vattenekosystemet fastställas. Denna extrapolering är förknippad med ett varierande mått av osäkerhet, varför effektkoncentrationen divideras med en osäkerhetsfaktor.

Skillnader mellan laborieförhållanden och naturliga miljöförhållanden måste exempelvis beaktas. Likaså ska variationer i känslighet inom samt mellan arter och skillnader mellan testresultat från olika laboratorier, ska täckas med faktorn. Osäkerhetsfaktorn ska även kompensera för synergistiska och endokrina effekter (se avsnitt 13.7) samt för den begränsade exponeringstid som organismerna utsätts för i standardtest. Med faktorn ska man också täcka osäkerheten i att extrapolera resultat från kortare tids exponering till långtidsexponering i de fall då riktvärdet baserats på akuttoxicitetsstudier.

Valet av osäkerhetsfaktor varierar mellan 10 och 1000 och beror av hur stort underlag av ekotoxikologiska data som finns för substansen (Tabell 16).

**Tabell 16.** Osäkerhetsfaktorer som tillämpas, beroende av datatillgång, vid beräkning av de PNEC-värden (Predicted No Effect Concentration) som ligger till grund för svenska riktvärden

| Tillgänglig toxicitetsdata  | Osäkerhetsfaktor            |
|---|-----------------------------|
| Minst ett L(E)C <sub>50</sub> -värde från tre arter representerande tre trofinivåer (fisk, daphnia och alg) | 1000 <sup>a</sup>           |
| Ett NOEC-värde (fisk el. daphnia)   | 100 <sup>b</sup>            |
| Två NOEC från två arter representerande två trofinivåer (fisk och/eller daphnia och/eller alg)              | 50 <sup>c</sup>             |
| NOEC från tre arter representerande tre trofinivåer (fisk, daphnia och alg)                                 | 10 <sup>d</sup>             |
| Fältdata och modell eko-system  | Bestäms från fall till fall |

<sup>a</sup>Faktorn kan komma att ändras om bevis finns för att så är nödvändigt. Faktorn kan sänkas till 100 om akut toxicitetsdata kan kompletteras med kronisk toxicitetsdata.

<sup>b</sup>När endast ett NOEC-värde finns för beräkning av riktvärde tillämpas osäkerhetsfaktorn 100. Detta gäller fall där NOEC-värdet tagits från den trofinivå som även har det lägsta L(E)C<sub>50</sub>-värdet i akutstudier. Baseras NOEC-värdet däremot på en art som inte har det lägsta akuttoxiska resultatet bland undersökta trofinivåerna kan koncentrationen inte antas skydda andra känsligare arter. Därför värderas även data baserad på akuta effekter genom att tillämpa

osäkerhetsfaktorn 1000 på den känsligaste arten för akuta effekter (dvs. det lägsta L(E)C<sub>50</sub>-värdet). Är detta akuta PNEC-värde lägre än PNEC-värdet baserat på NOEC-värdet används istället det akuta PNEC-värdet.

<sup>c</sup> Då två NOEC-värden finns för en substans tillämpas osäkerhetsfaktorn 50 på det lägsta NOEC-värdet. Om de två NOEC-värdena tas från trofinivåer som inte har de lägsta akuttoxiska värdena tillämpas faktorn 100 på det lägre av de två NOEC-värdena. Är L(E)C<sub>50</sub>-värdet lägre än NOEC-värdet ska PNEC istället beräknas från akuttoxisk data med en osäkerhetsfaktor 100.

<sup>d</sup> Osäkerhetsfaktorn 10 används då man vid beräkning av riktvärdet har tillgång till studier från tre arter representerande olika trofinivåer. Osäkerhetsfaktorn 50 tillämpas på det lägsta av de tre NOEC-värdena när detta inte tagits från den trofinivå som visar högst akuttoxisk känslighet.

I vissa fall vet man med stor sannolikhet att den känsligaste arten har undersökts, varför faktorn 10 kan tillämpas på de lägsta av tillgängliga NOEC-värden från endast två arter. Detta gäller då substansen inte har potential för bioackumulering. Kan den bedömningen inte göras ska istället osäkerhetsfaktorn 50 tillämpas för att täcka inomartsvariation.

Vid val av osäkerhetsfaktorer för meso- och mikrokosmstudier har man tillämpat osäkerhetsfaktorn 10 på resultaten från meso- och mikrokosmstudien (EAC-värdet). Har resultat från studien vidare utretts genom laborationsstudier på de arter som uppvisar störst känslighet, kan lägre osäkerhetsfaktor användas. Från de kompletterade laboratorietesterna kan resultat för både akuttoxicitet och kronisk toxicitet hämtas i de fall studien omfattar artens känsligaste livsstadium. NOEC-värden kan i sådant fall ligga till grund för riktvärdet utan osäkerhetsfaktor.

Det akuta PNEC-värdet kan vid vissa tillfällen bli lägre än det kroniska PNEC-värdet, även om L(E)C<sub>50</sub>-värdet är högre än NOEC. Detta beror av hur stor skillnaden är mellan lägsta L(E)C<sub>50</sub>-värdet och lägsta NOEC-värdet för samma art, samt av storleken på faktorn som används. Situationen kan uppstå när L(E)C<sub>50</sub>-värdet högre än NOEC-värdet och osäkerhetsfaktorn 100 appliceras på L(E)C<sub>50</sub>-värdet, om:

- osäkerhetsfaktorn 10 tillämpas på NOEC-värdet och skillnaden mellan L(E)C<sub>50</sub>-värdet och NOEC-värdet är < 10 gånger.
- osäkerhetsfaktorn 50 tillämpas på NOEC-värdet och skillnaden mellan L(E)C<sub>50</sub>-värdet är < 2 gånger

Med hänsyn till detta beräknas alltid PNEC-värdet för både akuta och kroniska effekter, varvid det lägre redovisas som riktvärde.

## **12.4 Fenoxisyror**

För substanserna diklorprop och mekoprop är esterformen 10-25 gånger mer toxisk än för formen som inte är ester (Crommentuijn et al., 1997). Eftersom endast saltformen är godkänd i Sverige beräknas det svenska riktvärdet för de båda substanserna med toxicitetsdata som avser saltformen.

## **12.5 Bioackumulerbarhet och persistens**

I beräkningar av svenska riktvärden tas ingen hänsyn till bioackumulering och persistens. Däremot redovisas kommentarer om eventuell bioackumulering och persistens tillsammans

med kemisk och fysikalisk data i det protokoll där beräkningarna av riktvärdet för substansen presenteras. Här framförs också om ett riktvärde för biota och sedimentförekomst är motiverat för substansen. Eftersom riktvärdet inte beaktar substansens fördelning i miljön utan enbart gäller vattenfas kan halten betraktas som ekotoxikologiskt relevant främst för vattenlösliga substanser.

### **12.6 Biotillgänglig halt av substansen**

Toxicitetsstudier baseras på uppmätta halter av substansen och riktvärdet anges som koncentration av upplöst (biotillgänglig) substans i vatten. Mängden partiklar kan variera i vattenprovet beroende på var och hur proverna är tagna, vilket medför att resultaten inte alltid blir jämförbara om partikelbundet material medräknas. Vattenprov som ska jämföras med riktvärden måste därför vara filtrerade. Det är viktigt att ha i åtanke att analysmetoder som används för växtskyddsmedel inte alltid kan exkludera partikelbundet material (Aronsson, 2002).

### **12.7 Kombinerad toxicitet och endokrina effekter**

Effekterna av kombinerad toxicitet och endokrina effekter är svåra att ta hänsyn till vid beräkning av riktvärden då de inte representeras bland mätvariablerna i de toxicitetstest som används för beräkning av riktvärden. Dessa effekter täcks genom att använda osäkerhetsfaktorer.

### **12.8 Revidering och uppdatering av riktvärden**

Riktvärdena kommer att granskas och uppdateras regelbundet av Kemikalieinspektionen för att alltid baseras på den senaste vetenskapliga informationen.

Riktvärdena kan, för många ämnen (främst insekticider) ligga under detektionsgränsen. Detta medför svårigheter att påträffa dem i ekotoxikologiskt relevanta halter och detektionsgränserna skulle därför behöva sänkas betydligt för att bedöma riskerna med dessa substanser. I takt med att nya undersökningar med kvalitativ toxicitetsdata framkommer kan även riktvärden komma att höjas.

Framtida riktvärden för sediment kommer att utgöra ett lämpligare referensvärden för substanser med låg vattenlöslighet.

## **13 JÄMFÖRELSE MELLAN SVENSKA RIKTVÄRDEN OCH UPPMÄTTA HALTER AV BEKÄMPNINGSMEDEL**

För att få en första överblick över hur KemIs nya riktvärden jämför sig med de halter av bekämpningsmedel som uppmätts i svenska ytvatten har en genomgång av de två pesticiddatabaserna som finns vid Avdelningen för vattenvårdslära (SLU) genomförts. Genomgången är baserad på de 102 riktvärden som tagits fram av KemI (t.o.m. 2004–12–14) och omfattar dels den databas som skapats inom ramen för det nationella övervakningsprogrammet för pesticider och dels den generella pesticiddatabasen vid SLU som bygger på uppgifter från olika mindre undersökningar.

### **13.1 Databasen för nationell miljöövervakning**

I databasen som innehåller analysresultat från det nationella övervakningsprogrammet finns resultat från undersökningar genomförda under åren 1998-2003. Övervakningen omfattar bl.a. ytvattenundersökningar i fyra små avrinningsområden som representerar större jordbruksregioner i olika delar av Sverige samt två år i södra Sverige. Provtagningen i avrinningsområdena har utförts med automatiska vattenprovtagare och halterna i de enskilda proven representerar medelhalten under en vecka. Provtagningen i åarna har utförts som momentanprov vid bestämda provpunkter med två prov per månad under maj-juni och med ett prov per månad under juli-oktober, dvs. totalt åtta prov per år.

#### **13.1.1 Substanser som man inte analyserat för i databasen för nationell miljöövervakning**

I den nationella databasen finns analysresultat för 57 av de 102 substanser som ingår i KemIs lista över svenska riktvärden (Bilaga 2). Följaktligen har man aldrig utfört sökningar för 45 substanser och nedbrytningsprodukter (Tabell 17). Anledningen kan vara att tillräckliga analysmetoder för substansen saknats eller att substansen inte sålts och använts i någon större utsträckning. För substansen mankozeb exempelvis har man istället letat efter nedbrytningsprodukten etylentiourea (ETU), eftersom mankozeb under gynnsamma förhållanden snabbt bryts ned till ETU.

Av de substanser man aldrig utfört sökningar för men för vilka man beräknat riktvärden, tillhör mankozeb och fluazinam de substanser med störst försåld mängd verksamt ämne.

**Tabell 17.** Substanser i databasen för nationell miljöövervakning (utan nedbrytningsprodukter) som har riktvärden men som man aldrig analyserat för samt försåld mängd av det verksamma ämnet i ton år 2003, baserat på uppgifter från KemI om försålda kvantiteter av bekämpningsmedel (2004). Sammanställningen är baserad på de 102 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14. Substanserna med riktvärden är alfabetiskt ordnade

| Substans                 | Antal prov | Riktvärde (µg/l) | Försåld mängd verksamt ämne 2003 (ton) |
|--------------------------|------------|------------------|--|
| cinidonetyl (H)          | -          | 0,7              | -                                      |
| cyazofamid (F)           | -          | 1                | 2,4                                    |
| cyprodinil (F)           | -          | 0,2              | 17,6                                   |
| difenokonazol (F)        | -          | 0,02             | 0,6                                    |
| diflubensuron (I)        | -          | 0,004            | 0,4                                    |
| dikvat (H)               | -          | 0,2              | 12,0                                   |
| dimetomorf (F)           | -          | 2                | 1,4                                    |
| fenhexamid (F)           | -          | 10               | 1,9                                    |
| fenpropidin (F)          | -          | 0,02             | -                                      |
| florasulam (H)           | -          | 0,01             | 0,4                                    |
| fluazinam (F)            | -          | 0,4              | 31,5                                   |
| flurtamon (H)            | -          | 0,1              | 1,3                                    |
| foxim (I)                | -          | 0,0004           | 5,7                                    |
| glufosinatammonium (H)   | -          | 10               | 0,4                                    |
| isoxaben (H)             | -          | 0,7              | 0,1                                    |
| karfentrazonetyl (H)     | -          | 0,06             | 0,7                                    |
| kletodim (H)             | -          | 10               | 0,4                                    |
| kresoximmetyl (F)        | -          | 0,1              | 0,3                                    |
| mankozeb (F)             | -          | 0,2              | 27,4                                   |
| propamokarb (F)          | -          | 90               | 15,4                                   |
| pyrimetanyl (F)          | -          | 30               | 0,7                                    |
| spiroxamin (F)           | -          | 0,03             | 4,6                                    |
| tau-fluvalinat (I)       | -          | 0,0002           | 1,6                                    |
| tiodikarb (I/M)          | -          | 0,3              | *                                      |
| tiofanatmetyl (F)        | -          | 10               | 2,3                                    |
| tolyfluanid (F)          | -          | 0,2              | 13,4                                   |
| triazamat (I)            | -          | 0,1              | *                                      |
| triflursulfuronmetyl (H) | -          | 0,03             | 0,4                                    |
| triklorfon (I)           | -          | 0,0006           | 1,6                                    |
| trinexapak-etyl (TV)     | -          | 2                | 0,7                                    |
| tritikonazol (F)         | -          | 1                | 0,1                                    |

° F = Fungicid (svampmedel); H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel);

N = Nedbrytningsprodukt; TV = Tillväxtreglerare.

- Företaget kan inte offentliggöra uppgifterna.

\* Försäljning saknas.

### 13.1.2 Substanser som påträffas i halter högre än eller lika med detektionsgränsen i databasen för nationell miljöövervakning

Sammanlagt har halter över detektionsgränsen påträffats för 37 substanser och nedbrytningsprodukter (Tabell 18). Herbiciden bentazon påträffas i samtliga undersökta prov. Andra vanligt förekommande herbicider är glyfosat och mekoprop som båda förekommer i mer än två tredjedelar av undersökta prov. Terbutylazin och isoproturon som också hittas ofta har båda en relativt hög fyndfrekvens över riktvärdet. Herbiciden glyfosat som påträffas i 86 % av proven hittas också i halter över riktvärdet.

**Tabell 18.** Sammanställning av alla de substanser och nedbrytningsprodukter som i databasen för nationell miljöövervakning, påträffats i halter större än eller lika med detektionsgränsen. I tabellen redovisas fynd i antal (inklusive spårvärden) och frekvens samt fynd över riktvärdet (större än, eller lika med riktvärdet) uttryckt i antal och i frekvens. Antalet spårvärden, dvs. de fynd som ligger över detektionsgränsen men under bestämningsgränsen redovisas inom parantes med en asterixmarkering (\*). Detektionsgränsen (det.gr.) kan variera något mellan analysomgångarna och den lägsta redovisas i tabellen. Sammanställningen är baserad på de 102 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14. Den högsta uppmätta halten (maxhalt) redovisas för de substanser där fynd större än eller lika med bestämningsgränsen påträffats. Substanserna är ordnade efter fyndfrekvens högre än eller lika med detektionsgräns

| Substans                            | Antal prov | Antal fynd ≥det.gr. | Antal fynd ≥riktv. | Fyndfr. ≥det.gr | Fyndfr. ≥riktv. | Lägsta det.gr. (µg/l) | Riktvärde (µg/l) | Maxhalt (µg/l) |
|-------------------------------------|------------|---------------------|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------------|------------------|----------------|
| bentazon (H)                        | 302        | 301 (*35)           | -                  | 100%            | -               | 0,003                 | 40               | 25             |
| glyfosat (H)                        | 205        | 176 (*47)           | -                  | 86%             | -               | 0,01                  | 10               | 5              |
| mekoprop <sup>d</sup> (H)           | 302        | 235 (*71)           | -                  | 78%             | -               | 0,003                 | 20               | 6,6            |
| MCPA (H)                            | 302        | 229 (*68)           | -                  | 76%             | -               | 0,003                 | 10               | 6,2            |
| isoproturon (H)                     | 302        | 202 (*53)           | 44                 | 67%             | 15%             | 0,001                 | 0,3              | 5              |
| klopyralid (H)                      | 302        | 172 (*65)           | -                  | 57%             | -               | 0,005                 | 50               | 1              |
| terbutylazin (H)                    | 302        | 168 (*69)           | 97                 | 56%             | 32%             | 0,004                 | 0,02             | 1              |
| fluroxipyr (syra <sup>e</sup> ) (N) | 302        | 156 (*82)           | -                  | 52%             | -               | 0,005                 | 100              | 1,1            |
| diklorprop-P <sup>b</sup> (H)       | 302        | 155 (*98)           | -                  | 51%             | -               | 0,003                 | 10               | 3              |
| AMPA (N)                            | 206        | 76 (*43)            | -                  | 37%             | -               | 0,06                  | 500              | 2              |
| metazaklor (H)                      | 302        | 107 (*82)           | 9                  | 35%             | 3,0%            | 0,005                 | 0,2              | 0,93           |
| azoxystrobin (F)                    | 253        | 60 (*50)            | -                  | 24%             | -               | 0,005                 | 0,9              | 0,3            |
| metamitron (H)                      | 302        | 68 (*32)            | 6                  | 23%             | 2,0%            | 0,01                  | 1                | 8              |
| pirimikarb (I)                      | 302        | 65 (*44)            | 4                  | 22%             | 1,3%            | 0,003                 | 0,06             | 0,2            |
| etofumesat (H)                      | 302        | 62 (*37)            | -                  | 21%             | -               | 0,005                 | 30               | 0,5            |
| diflufenican (H)                    | 302        | 58 (*33)            | -                  | 19%             | -               | 0,002                 | 10               | 0,05           |
| cyanazin (H)                        | 302        | 44 (*24)            | 6                  | 15%             | 2,0%            | 0,004                 | 0,2              | 1,6            |
| propikonazol (F)                    | 302        | 44 (*32)            | -                  | 15%             | -               | 0,01                  | 7                | 0,6            |
| metalaxyl <sup>c</sup> (F)          | 302        | 38 (*26)            | -                  | 13%             | -               | 0,01                  | 60               | 0,24           |
| sulfosulfuron (H)                   | 113        | 14 (*8)             | 4                  | 12%             | 3,5%            | 0,005                 | 0,05             | 0,2            |
| metribuzin (H)                      | 302        | 32 (*24)            | 7                  | 11%             | 2,3%            | 0,008                 | 0,2              | 0,8            |
| fenpropimorf (F)                    | 302        | 28 (*25)            | 3                  | 9,3%            | 1,0%            | 0,004                 | 0,02             | 0,9            |
| tribenuronmetyl (H)                 | 209        | 17 (*10)            | 3                  | 8,1%            | 1,4%            | 0,005                 | 0,04             | 0,16           |
| tifensulfuronmetyl (H)              | 209        | 12 (*9)             | 3                  | 5,7%            | 1,4%            | 0,005                 | 0,01             | 0,21           |
| aklonifen (H)                       | 302        | 17 (*5)             | 3                  | 5,6%            | 1,0%            | 0,006                 | 0,2              | 1,9            |
| bitertanol (F)                      | 286        | 10 (*5)             | 1                  | 3,5%            | 0,3%            | 0,01                  | 0,3              | 0,32           |
| kloridazon (H)                      | 302        | 9 (*6)              | -                  | 3,0%            | -               | 0,02                  | 3                | 2              |
| ETU (N)                             | 38         | 1                   | -                  | 2,6%            | -               | 0,1                   | 40               | 0,6            |
| fenoxaprop-P-etyl <sup>c</sup> (H)  | 258        | 5 (*3)              | -                  | 1,9%            | -               | 0,005                 | 2                | 0,048          |
| metsulfuronmetyl (H)                | 212        | 4 (*3)              | 1                  | 1,9%            | 1,9%            | 0,005                 | 0,003            | 0,042          |
| dimetoat (I)                        | 302        | 3 (*2)              | -                  | 1,0%            | -               | 0,01                  | 0,8              | 0,05           |
| propyzamid (H)                      | 302        | 3 (*3)              | -                  | 1,0%            | -               | 0,01                  | 10               | -              |
| fenmedifam (H)                      | 291        | 2 (*1)              | -                  | 0,7%            | -               | 0,005                 | 2                | 0,8            |
| rimsulfuron (H)                     | 212        | 1                   | 1                  | 0,5%            | 0,5%            | 0,005                 | 0,01             | 0,05           |
| imazalil (F)                        | 302        | 1 (*1)              | -                  | 0,3%            | -               | 0,003                 | 5                | -              |
| metabentiazuron (H)                 | 302        | 1                   | -                  | 0,3%            | -               | 0,03                  | 1                | 0,3            |
| esfenvalerat (I)                    | 291        | 1 (*1)              | 1                  | 0,3%            | 0,3%            | 0,01                  | 0,0001           | -              |

<sup>o</sup> F = Fungicid (svampmedel); H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel);

N = Nedbrytningsprodukt.

<sup>b</sup>Diklorprop – P – Riktvärdet gäller diklorprop-P, men vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller diklorprop (inkl. diklorprop-P).

<sup>c</sup>Fenoxaprop-P-etyl – Riktvärdet gäller fenoxaprop-P-etyl men analyserna omfattar endast syran av fenoxaprop-P.



<sup>d</sup>Mekoprop – Riktvärdet gäller både mekoprop och mekoprop-P, vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller mekoprop (inkl. mekoprop-P).

<sup>e</sup>Metalaxyl – Riktvärdet gäller både metalaxyl och metalaxyl-M, vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller metalaxyl (inkl. metalaxyl-M).

### 13.1.3 Substanser vars riktvärden är lägre än lägsta detektionsgränsen i databasen för nationell miljöövervakning

För nio av de 57 (16 %) substanser som man vid något tillfälle analyserat på ligger riktvärdet lägre än den lägsta detektionsgränsen (Tabell 19) och inga slutsatser kan dras om huruvida dessa substanser förekommer i ekotoxikologiskt relevanta halter<sup>7</sup> (dvs. halter över riktvärdet). Dessa substanser utgörs i huvudsak av insekticider. Substanserna esfenvalerat och deltametrin är de substanser med högst kvot mellan lägsta detektionsgräns och riktvärde.

**Tabell 19.** Sammanställning av de substanser som i databasen för nationell miljöövervakning vars riktvärden är lägre än lägsta detektionsgränsen. I tabellen redovisas fynd i antal (inklusive spårvärden) och frekvens samt fynd över riktvärdet (större än, eller lika med riktvärdet) uttryckt i antal och i frekvens. Antalet spårvärden, dvs. de fynd som ligger över detektionsgränsen men under bestämningsgränsen redovisas inom parantes med en asterixmarkering (\*). Detektionsgränsen (det.gr.) kan variera något mellan analysomgångarna och den lägsta redovisas i tabellen. Sammanställningen är baserad på de 102 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14. Substanserna är ordnade efter sjunkande kvot mellan lägsta detektionsgräns/riktvärde

| Substans             | Antal prov | Antal fynd ≥det.gr. | Antal fynd ≥riktv. | Fyndfr. ≥det.gr. | Fyndfr. ≥riktv. | Lägsta det.gr. (µg/l) | Riktvärde (µg/l) | Kvot lägsta det.gr./Riktiv. |
|----------------------|------------|---------------------|--------------------|------------------|-----------------|-----------------------|------------------|-----------------------------|
| esfenvalerat (I)     | 291        | 1 (*1)              | -                  | 0,3%             | -               | 0,01                  | 0,0001           | 100                         |
| deltametrin (I)      | 291        | -                   | -                  | -                | -               | 0,01                  | 0,0002           | 50                          |
| cypermetrin (I)      | 291        | -                   | -                  | -                | -               | 0,01                  | 0,0002           | 50                          |
| azinfos-metyl (I)    | 103        | -                   | -                  | -                | -               | 0,03                  | 0,002            | 15                          |
| alfacypermetrin (I)  | 290        | -                   | -                  | -                | -               | 0,01                  | 0,001            | 10                          |
| diazinon (I)         | 103        | -                   | -                  | -                | -               | 0,02                  | 0,002            | 10                          |
| fenitrotion (I)      | 103        | -                   | -                  | -                | -               | 0,03                  | 0,009            | 3,33                        |
| lambda-cyhalotrin(I) | 291        | -                   | -                  | -                | -               | 0,01                  | 0,006            | 1,67                        |
| metsulfuronmetyl(H)  | 212        | 4 (*3)              | 1                  | 1,9%             | 0,5%            | 0,005                 | 0,003            | 1,67                        |

<sup>o</sup> H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel).

### 13.1.4 Substanser som påträffas i halter högre än eller lika med riktvärdet i databasen för nationell miljöövervakning

Av de substanser som man funnit i halter över detektionsgränsen överskrider 16 stycken vid något tillfälle sitt riktvärde (Tabell 20). De substanser som överskrider sina riktvärden utgörs i huvudsak av herbicider. Endast två av de 16 substanserna är fungicider och en av substanserna är en insekticid.

De substanser som mest frekvent överskrider sina riktvärden är herbiciderna terbutylazin och isoproturon, med 32 % respektive 15 % av fynden i halter över riktvärdet, samt sulfosulfuron med 3,5 % av fynden över riktvärdet.

Av de substanser som vid något tillfälle överskrider sitt riktvärde är det herbiciden terbutylazin och fungiciden fenpropimorf vars högsta uppmätta halt återfinns i högst halter,

<sup>7</sup> För två substanser, esfenvalerat och metsulfuronmetyl, har dock halter ovan detektionsgränsen påträffats, varför vi även kan konstatera att riktvärdet överskridits, se avsnitt 14.2.4.

relaterat till riktvärdet. De högsta uppmätta halterna för de två substanserna är 50 respektive 45 gånger högre än dess respektive riktvärden.

För två av substanserna, esfenvalerat och metsulfuronmetyl, finns anledning att misstänka högre fyndfrekvens större eller lika med riktvärdet, än vad som anges i tabellen nedan. Substansernas lägsta detektionsgräns är högre än riktvärdet. Eftersom halter ovan detektionsgränsen har påträffats kan vi konstatera att riktvärdet överskridits åtminstone i ett respektive fyra fall.

**Tabell 20.** Sammanställning av de substanser som påträffats mest frekvent i ekotoxikologiskt relevanta halter i databasen för nationell miljöövervakning. I tabellen redovisas fynd i antal (inklusive spårvärden) och frekvens samt fynd över riktvärdet (större än, eller lika med riktvärdet) uttryckt i antal och i frekvens. Antalet spårvärden, dvs. de fynd som ligger över detektionsgränsen men under bestämningsgränsen redovisas inom parantes med en asterixmarkering (\*). Detektionsgränsen (det.gr.) kan variera något mellan analysomgångarna och den lägsta redovisas i tabellen. Sammanställningen är baserad på de 102 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14. Den högsta uppmätta halten (maxhalt) redovisas för de substanser där fynd högre än eller lika med bestämningsgränsen påträffats. Substanserna är ordnade efter fyndfrekvens högre än eller lika med riktvärdet

| Substans              | Antal prov | Antal fynd ≥det.gr. | Antal fynd ≥riktv. | Fyndfr. ≥det.gr | Fyndfr. ≥riktv. | Lägsta det.gr. (µg/l) | Riktvärde (µg/l) | Maxhalt (µg/l) |
|-----------------------|------------|---------------------|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------------|------------------|----------------|
| terbutylazin (H)      | 302        | 168 (*69)           | 97                 | 56%             | 32%             | 0,004                 | 0,02             | 1              |
| isoproturon (H)       | 302        | 202 (*53)           | 44                 | 67%             | 15%             | 0,001                 | 0,3              | 5              |
| sulfosulfuron (H)     | 113        | 14 (*8)             | 4                  | 12%             | 3,5%            | 0,005                 | 0,05             | 0,2            |
| metazaklor (H)        | 302        | 107 (*82)           | 9                  | 35%             | 3,0%            | 0,005                 | 0,2              | 0,93           |
| metribuzin (H)        | 302        | 32 (*24)            | 7                  | 11%             | 2,3%            | 0,008                 | 0,2              | 0,8            |
| metamitron (H)        | 302        | 68 (*32)            | 6                  | 23%             | 2,0%            | 0,01                  | 1                | 8              |
| cyanazin (H)          | 302        | 44 (*24)            | 6                  | 15%             | 2,0%            | 0,004                 | 0,2              | 1,6            |
| metsulfuronmetyl(H)   | 212        | 4 (*3)              | 1                  | 1,9%            | 1,9%            | 0,005                 | 0,003            | 0,042          |
| tribenuronmetyl (H)   | 209        | 17 (*10)            | 3                  | 8,1%            | 1,4%            | 0,005                 | 0,04             | 0,16           |
| tifensulfuronmetyl(H) | 209        | 12 (*9)             | 3                  | 5,7%            | 1,4%            | 0,005                 | 0,01             | 0,21           |
| pirimikarb (I)        | 302        | 65 (*44)            | 4                  | 22%             | 1,3%            | 0,003                 | 0,06             | 0,2            |
| aklonifen (H)         | 302        | 17 (*5)             | 3                  | 5,6%            | 1,0%            | 0,006                 | 0,2              | 1,9            |
| fenpropimorf (F)      | 302        | 28 (*25)            | 3                  | 9,3%            | 1,0%            | 0,004                 | 0,02             | 0,9            |
| rimsulfuron (H)       | 212        | 1                   | 1                  | 0,5%            | 0,5%            | 0,005                 | 0,01             | 0,05           |
| bitertanol (F)        | 286        | 10 (*5)             | 1                  | 3,5%            | 0,3%            | 0,01                  | 0,3              | 0,32           |
| esfenvalerat (I)      | 291        | 1 (*1)              | 1                  | 0,3%            | 0,3%            | 0,01                  | 0,0001           | -              |

° F = Fungicid (svampmedel); H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel).

### 13.2 Den generella pesticiddatabasen

Den generella pesticiddatabasen omfattar för närvarande analysresultat från åren 1985 – 2001 och bygger på uppgifter om provtagningar som inkommit från många olika aktörer, bl. a. kommuner, länsstyrelser, vattenvårdsförbund, Livsmedelsverket samt SLU.

De olika undersökningarna har varit av mycket varierande omfattning både till antal provpunkter och till antal provtagningstillfällen. Det finns även stora skillnader mellan undersökningarna när det gäller vilka substanser som har analyserats och vid vilka detektionsgränser. En stor del av provtagningarna har varit stickprovskontroller, men de kan också ha varit riktade i sin karaktär, dvs. att prover har tagits vid misstanke om förekomst.

### 13.2.1 Substanser som man inte analyserat för i den generella pesticiddatabasen

De olika aktörerna som rapporterar in till den generella pesticiddatabasen har sammanlagt analyserat och sökt efter 61 av de 102 substanser som KemI har tagit fram riktvärden för (Bilaga 3). Analysresultat saknas följaktligen för 41 av substanserna i den generella databasen (Tabell 21). Anledningen kan vara avsaknad av tillräckliga analysmetoder, för substansen eller att substansen inte sålts och använts i någon större utsträckning. Av de substanser man aldrig utfört sökningar för men för vilka man beräknat riktvärden, tillhör mankozeb och fluroxipyr (meptyl) de substanser med störst försåld mängd verksamt ämne år 2003.

**Tabell 21.** Substanser i den generella databasen (utan nedbrytningsprodukter) som har riktvärden men som man aldrig analyserat för samt försåld mängd av det verksamma ämnet i ton år 2003, baserat på uppgifter från KemI om försålda kvantiteter av bekämpningsmedel (2004). Sammanställningen är baserad på de 102 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14. Substanserna med riktvärden är alfabetiskt ordnade

| Substans                | Antal prov | Riktvärde (µg/l) | Försåld mängd verksamt ämne 2003 (ton) |
|-------------------------|------------|------------------|--|
| cinidonetyl (H)         | -          | 0,7              | *                                      |
| cyazofamid (F)          | -          | 1                | 2,4                                    |
| cypridonil (F)          | -          | 0,2              | 17,6                                   |
| difenokonazol (F)       | -          | 0,02             | 0,6                                    |
| diflubensuron (I)       | -          | 0,004            | 0,4                                    |
| dikvat (H)              | -          | 0,2              | 12,0                                   |
| dimetomorf (F)          | -          | 2                | 1,4                                    |
| fenhexamid (F)          | -          | 10               | 1,9                                    |
| fenitrothion (I)        | -          | 0,009            | 1,8                                    |
| fenpropidin (F)         | -          | 0,02             | -                                      |
| florasulam (H)          | -          | 0,01             | 0,4                                    |
| flupyrsulfuronmetyl (H) | -          | 0,05             | 0,0                                    |
| fluroxipyr (meptyl) (H) | -          | 20               | 26,1                                   |
| flurtamon (H)           | -          | 0,1              | 1,3                                    |
| glufosinatammonium (H)  | -          | 10               | 0,4                                    |
| isoxaben (H)            | -          | 0,7              | 0,1                                    |
| karfentrazoneetyl (H)   | -          | 0,06             | 0,4                                    |
| kletodim (H)            | -          | 10               | 2,0                                    |
| kresoximmetyl (F)       | -          | 0,1              | 0,3                                    |
| mankozeb (F)            | -          | 0,2              | 27,4                                   |
| propamokarb (F)         | -          | 90               | 15,4                                   |
| prosulfokarb (H)        | -          | 0,9              | 11,5                                   |
| pyrimetanil (F)         | -          | 30               | 0,5                                    |
| spiroxamin (F)          | -          | 0,03             | 4,6                                    |
| tau-fluvalinat (I)      | -          | 0,0002           | 1,6                                    |
| tiodikarb (I/M)         | -          | 0,3              | *                                      |
| tolyfluanid (F)         | -          | 0,2              | 13,4                                   |
| triazamat (I)           | -          | 0,1              | 0,0                                    |
| triflusaluronmetyl (H)  | -          | 0,03             | 0,4                                    |
| trinexapak-etyl (TV)    | -          | 2                | 0,7                                    |
| tritikonazol (F)        | -          | 1                | 0,1                                    |

° F = Fungicid (svampmedel); H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel);

N = Nedbrytningsprodukt; TV = Tillväxtreglerare.

- Företaget kan inte offentliggöra uppgifterna.

\* Försäljning saknas.

0,0 Försäljning under 100 kg.

### 13.2.2 Substanser som påträffas i halter högre än eller lika med detektionsgränsen i den generella pesticiddatabasen

Sammanlagt har halter högre än detektionsgränsen påträffats för 38 av de undersökta substanserna i den generella pesticiddatabasen (Tabell 22). Vanligast förekommande är herbiciden glyfosat med nedbrytningsprodukten AMPA samt bentazon. Endast glyfosat har i den generella pesticiddatabasen en fyndfrekvens högre än eller lika med detektionsgränsen, som överskrider 50 %.

**Tabell 22.** Sammanställning av alla de substanser och nedbrytningsprodukter som i den generella databasen påträffats i halter större än eller lika med detektionsgränsen. I tabellen redovisas fynd i antal (inklusive spårvärden) och frekvens samt fynd över riktvärdet (större än, eller lika med riktvärdet) uttryckt i antal och i frekvens. Antalet spårvärden, dvs. de fynd som ligger över detektionsgränsen men under bestämningsgränsen redovisas inom parantes med en asterixmarkering (\*). Detektionsgränsen (det.gr.) kan variera något mellan analysomgångarna och den lägsta redovisas i tabellen. Sammanställningen är baserad på de 103 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14. Den högsta uppmätta halten (maxhalt) redovisas för de substanser där fynd större än eller lika med bestämningsgränsen påträffats. Substanserna är ordnade efter fyndfrekvens högre än eller lika med detektionsgräns

| Substans                      | Antal prov | Antal fynd ≥ det.gr. | Antal fynd ≥ riktv. | Fyndfr. ≥ det.gr. | Fyndfr. ≥ riktv. | Lägsta det.gr. (µg/l) | Riktvärde (µg/l) | Maxhalt (µg/l) |
|-------------------------------|------------|----------------------|---------------------|-------------------|------------------|-----------------------|------------------|----------------|
| glyfosat (H)                  | 215        | 139 (*48)            | 1                   | 65%               | 0,5%             | 0,01                  | 10               | 13             |
| AMPA (N)                      | 210        | 79 (*30)             | -                   | 38%               | -                | 0,01                  | 500              | 3              |
| bentazon (H)                  | 2084       | 638 (*29)            | 1                   | 31%               | 0,05%            | 0,01                  | 40               | 80             |
| MCPA (H)                      | 2229       | 603 (*43)            | 7                   | 27%               | 0,3%             | 0,008                 | 10               | 100            |
| diklorprop-P <sup>b</sup> (H) | 2213       | 410 (*49)            | 10                  | 19%               | 0,5%             | 0,005                 | 10               | 230            |
| mekoprop <sup>d</sup> (H)     | 2220       | 399 (*43)            | 2                   | 18%               | 0,1%             | 0,005                 | 20               | 23             |
| azoxystrobin (F)              | 132        | 19 (*14)             | -                   | 14%               | -                | 0,05                  | 0,9              | 0,3            |
| isoproturon (H)               | 804        | 95 (*23)             | 9                   | 12%               | 1,1%             | 0,01                  | 0,3              | 1              |
| fluroxipyr (syra) (N)         | 800        | 91 (*39)             | -                   | 11%               | -                | 0,01                  | 100              | 2              |
| etofumesat (H)                | 383        | 38 (*22)             | -                   | 9,9%              | -                | 0,01                  | 30               | 0,3            |
| terbutylazin (H)              | 1634       | 127 (*31)            | 95                  | 7,8%              | 5,8%             | 0,007                 | 0,02             | 20             |
| metazaklor (H)                | 1489       | 69 (*15)             | 36                  | 4,6%              | 2,4%             | 0,01                  | 0,2              | 7              |
| aklonifen (H)                 | 132        | 6                    | 1                   | 4,5%              | 0,8%             | 0,05                  | 0,2              | 0,2            |
| cyanazin (H)                  | 1485       | 59 (*5)              | 31                  | 4,0%              | 2,1%             | 0,01                  | 0,2              | 3,5            |
| klopyralid (H)                | 1699       | 60 (*23)             | -                   | 3,5%              | -                | 0,02                  | 50               | 7              |
| tifensulfuronmetyl(H)         | 195        | 6 (*1)               | 6                   | 3,1%              | 3,1%             | 0,01                  | 0,01             | 0,15           |
| metamitron (H)                | 626        | 17 (*3)              | 3                   | 2,7%              | 0,5%             | 0,01                  | 1                | 20             |
| pirimikarb (I)                | 1379       | 31 (*7)              | 17                  | 2,2%              | 1,2%             | 0,01                  | 0,06             | 1,2            |
| diflufenican (H)              | 132        | 2 (*1)               | -                   | 1,5%              | -                | 0,04                  | 10               | 0,04           |
| metribuzin (H)                | 1392       | 21 (*4)              | 10                  | 1,5%              | 0,7%             | 0,01                  | 0,2              | 5              |
| kloridazon (H)                | 171        | 2                    | -                   | 1,2%              | -                | 0,05                  | 3                | 0,2            |
| amidofulfuron (H)             | 86         | 1                    | -                   | 1,2%              | -                | 0,04                  | 0,2              | 0,16           |
| sulfosulfuron (H)             | 86         | 1                    | 1                   | 1,2%              | 1,2%             | 0,02                  | 0,05             | 0,13           |
| tribenuronmetyl (H)           | 191        | 2 (*1)               | 1                   | 1,0%              | 0,5%             | 0,5                   | 0,04             | 0,04           |
| propikonazol (F)              | 1228       | 12 (*6)              | -                   | 1%                | -                | 0,01                  | 7                | 1              |
| iprodion (F)                  | 618        | 5                    | 5                   | 0,8%              | 0,8%             | 0,05                  | 0,2              | 3,6            |
| fenpropimorf (F)              | 1125       | 7 (*2)               | 5                   | 0,6%              | 0,4%             | 0,01                  | 0,02             | 0,1            |
| metalaxyl <sup>c</sup> (F)    | 1263       | 7                    | -                   | 0,6%              | -                | 0,01                  | 60               | 1,3            |
| kvinmerak (H)                 | 214        | 1                    | -                   | 0,5%              | -                | 0,007                 | 100              | 0,07           |
| metsulfuronmetyl (H)          | 220        | 1                    | 1                   | 0,5%              | 0,5%             | 0,05                  | 0,003            | 0,11           |
| tolklofosmetyl (F)            | 239        | 1 (*1)               | -                   | 0,4%              | -                | 0,03                  | 1                | -              |
| diklorvos <sup>g</sup> (N, I) | 549        | 2                    | 2                   | 0,4%              | 0,4%             | 0,02                  | 0,00003          | 0,3            |
| dimetoat (I)                  | 1411       | 5 (*2)               | -                   | 0,4%              | -                | 0,01                  | 0,8              | 0,1            |
| fenmedifam (H)                | 473        | 1                    | -                   | 0,2%              | -                | 0,01                  | 2                | 1              |

| Substans             | Antal prov | Antal fynd ≥ det.gr. | Antal fynd ≥ riktv. | Fyndfr. ≥ det.gr | Fyndfr. ≥ riktv. | Lägsta det.gr. (µg/l) | Riktvärde (µg/l) | Maxhalt (µg/l) |
|----------------------|------------|----------------------|---------------------|------------------|------------------|-----------------------|------------------|----------------|
| metabenstiazuron (H) | 595        | 1 (*1)               | -                   | 0,2%             | 0,2%             | 0,05                  | 1                | -              |
| imazalil (F)         | 647        | 1 (*1)               | -                   | 0,2%             | -                | 0,05                  | 5                | -              |
| malation (I)         | 1160       | 1                    | 1                   | 0,09%            | 0,09%            | 0,02                  | 0,005            | 0,1            |
| propyzamid (H)       | 1134       | 1                    | -                   | 0,09%            | -                | 0,05                  | 10               | 0,07           |

° F = Fungicid (svampmedel); H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel);

N = Nedbrytningsprodukt

<sup>b</sup>Diklorprop – P – Riktvärdet gäller diklorprop-P, men vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller diklorprop (inkl. diklorprop-P).

<sup>d</sup>Mekoprop – Riktvärdet gäller både mekoprop och mekoprop-P, vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller mekoprop (inkl. mekoprop-P).

<sup>e</sup>Metalaxyl – Riktvärdet gäller både metalaxyl och metalaxyl-M, vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller metalaxyl (inkl. metalaxyl-M).

<sup>g</sup>Diklorvos är en nedbrytningsprodukt till triklorfon, men var också registrerad som aktiv substans i insektsmedel i Sverige t.o.m. 1990.

### 13.2.3 Substanser vars riktvärden är lägre än lägsta detektionsgränsen i den generella pesticiddatabasen

För 16 av de 61 substanserna man någon gång sökt efter (26 %) är detektionsgränsen högre än riktvärdet varför inga slutsatser kan dras om huruvida substanserna förekommer i ekotoxikologiskt relevanta halter eller inte (Tabell 23). För substanserna malation och metsulfuronmetyl samt för nedbrytningsprodukten diklorvos har dock halter ovan detektionsgränsen påträffats, vilket innebär att substanserna även påträffas i halter över riktvärdet. En liknande slutsats kan dras för substansen tifensulfuronmetyl vars riktvärde är lika stort som lägsta detektionsgränsen. Vi kan konstatera att även spårvärdet överskrider eller är lika stort som riktvärdet då det är högre än lägsta detektionsgränsen. Högst kvot mellan kvot lägsta detektionsgräns och riktvärde har nedbrytningsprodukten till insekticiden triklorfon (diklorvos).

**Tabell 23.** Sammanställning av de substanser och nedbrytningsprodukter i den generella databasen vars riktvärden är lägre än lägsta detektionsgränsen. I tabellen redovisas fynd i antal (inklusive spårvärden) och frekvens samt fynd över riktvärdet (större än, eller lika med riktvärdet) uttryckt i antal och i frekvens. Antalet spårvärden, dvs. de fynd som ligger över detektionsgränsen men under bestämningsgränsen redovisas inom parentes med en asterixmarkering (\*). Detektionsgränsen (det.gr.) kan variera något mellan analysomgångarna och den lägsta redovisas i tabellen. Sammanställningen är baserad på de 102 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14. Substanserna är ordnade efter sjunkande kvot mellan lägsta detektionsgräns/riktvärde

| Substans                        | Antal prov | Antal fynd $\geq$ det.gr. | Antal fynd $\geq$ riktv. | Fyndfr. $\geq$ det.gr. | Fyndfr. $\geq$ riktv. | Lägsta det.gr. ( $\mu\text{g/l}$ ) | Riktvärde ( $\mu\text{g/l}$ ) | Kvot lägsta det.gr./Riktv. |
|---------------------------------|------------|---------------------------|--------------------------|------------------------|-----------------------|------------------------------------|-------------------------------|----------------------------|
| diklorvos <sup>g</sup> (N, I)   | 549        | 2                         | 2                        | 0,4%                   | 0,4%                  | 0,02                               | 0,00003                       | 666,67                     |
| beta-cyflutrin <sup>a</sup> (I) | 507        | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,05                               | 0,0001                        | 500                        |
| cypermetrin (I)                 | 1126       | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,05                               | 0,0002                        | 250                        |
| deltametrin (I)                 | 1126       | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,05                               | 0,0002                        | 250                        |
| foxim (I)                       | 127        | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,05                               | 0,0004                        | 125                        |
| alfacypermetrin (I)             | 74         | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,1                                | 0,001                         | 100                        |
| esfenvalerat (I)                | 78         | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,01                               | 0,0001                        | 100                        |
| triklorfon (I)                  | 9          | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,05                               | 0,0006                        | 83,33                      |
| karbosulfan (I)                 | 552        | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,5                                | 0,01                          | 50                         |
| azinfosmetyl (I)                | 1126       | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,05                               | 0,002                         | 25                         |
| metsulfuronmetyl (H)            | 220        | 1                         | 1                        | 0,5%                   | 0,5%                  | 0,05                               | 0,003                         | 16,67                      |
| diazinon (I)                    | 1129       | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,02                               | 0,002                         | 10                         |
| lambda-cyhalotrin (I)           | 58         | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,05                               | 0,006                         | 8,33                       |
| malation (I)                    | 1160       | 1                         | 1                        | 0,09%                  | 0,09%                 | 0,02                               | 0,005                         | 4,0                        |
| metomyl (N)                     | 1          | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,05                               | 0,02                          | 2,5                        |
| rimsulfuron (H)                 | 89         | -                         | -                        | -                      | -                     | 0,02                               | 0,01                          | 2,0                        |

<sup>o</sup> H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel); N = Nedbrytningsprodukt.

<sup>a</sup>Betacyflutrin – Riktvärdet gäller betacyflutrin, men sökningen gäller både betacyflutrin och cyflutrin.

<sup>g</sup>Diklorvos är en nedbrytningsprodukt till triklorfon, men var också registrerad som aktiv substans i insektsmedel i Sverige t.o.m. 1990.

### 13.2.4 Substanser som påträffas i halter högre än eller lika med riktvärdet i den generella pesticiddatabasen

Av de substanser som påträffats i halter högre än detektionsgränsen, förekommer 22 stycken i ekotoxikologiskt relevanta halter (Tabell 24). Bland de överskridande substanserna finns 17 herbicider, tre insekticider och endast två fungicider.

De substanser som mest frekvent påträffas i ekotoxikologiskt relevanta halter i den generella databasen är terbutylazin, tifensulfuronmetyl och metazaklor med 5,8 %, 3,1 % respektive 2,4 % av fynden i halter över riktvärdet. Av de substanser som vid något tillfälle överskrider sitt riktvärde är det nedbrytningsprodukten diklorvos samt herbiciderna terbutylazin och metsulfuronmetyl vars högsta uppmätta halt återfinns i högst halter relaterat till riktvärdet. De högsta uppmätta halterna är 10 000, 1000 respektive 37 gånger högre än dess respektive riktvärde.

För de två substanserna metsulfuronmetyl och malation samt för nedbrytningsprodukten diklorvos kan man misstänka att fyndfrekvens högre än eller lika med riktvärdet, är högre än vad som anges i tabell då substansernas lägsta detektionsgräns är högre än riktvärdet och halter ovan lägsta detektionsgräns har påträffats.

**Tabell 24.** Sammanställning av de substanser och nedbrytningsprodukter som påträffats mest frekvent i ekotoxikologiskt relevanta halter i den generella databasen. I tabellen redovisas fynd i antal (inklusive spårvärden) och frekvens samt fynd över riktvärdet (större än, eller lika med riktvärdet) uttryckt i antal och i frekvens. Antalet spårvärden, dvs. de fynd som ligger över detektionsgränsen men under bestämningsgränsen redovisas inom parantes med en asterixmarkering (\*). Detektionsgränsen (det.gr.) kan variera något mellan analysomgångarna och den lägsta redovisas i tabellen. Sammanställningen är baserad på de 102 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14. Den högsta uppmätta halten (maxhalt) redovisas för de substanser där fynd större än eller lika med bestämningsgränsen påträffats. Substanserna är ordnade efter fyndfrekvens högre än eller lika med riktvärdet

| Substans                      | Antal prov | Antal fynd $\geq$ det.gr. | Antal fynd $\geq$ riktv. | Fyndfr. $\geq$ det.gr | Fyndfr. $\geq$ riktv. | Lägsta det.gr. ( $\mu\text{g/l}$ ) | Riktvärde ( $\mu\text{g/l}$ ) | Maxhalt ( $\mu\text{g/l}$ ) |
|-------------------------------|------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| terbutylazin (H)              | 1634       | 127(*31)                  | 95                       | 7,8%                  | 5,8%                  | 0,007                              | 0,02                          | 20                          |
| tifensulfuronmetyl(H)         | 195        | 6 (*1)                    | 6                        | 3,1%                  | 3,1%                  | 0,01                               | 0,01                          | 0,15                        |
| metazaklor (H)                | 1489       | 69 (*15)                  | 36                       | 4,6%                  | 2,4%                  | 0,01                               | 0,2                           | 7                           |
| cyanazin (H)                  | 1485       | 59 (*5)                   | 31                       | 4,0%                  | 2,1%                  | 0,01                               | 0,2                           | 3,5                         |
| pirimikarb (I)                | 1379       | 31 (*7)                   | 17                       | 2,2%                  | 1,2%                  | 0,01                               | 0,06                          | 1,2                         |
| sulfosulfuron (H)             | 86         | 1                         | 1                        | 1,2%                  | 1,2%                  | 0,02                               | 0,05                          | 0,13                        |
| isoproturon (H)               | 804        | 95 (*23)                  | 9                        | 12%                   | 1,1%                  | 0,01                               | 0,3                           | 1                           |
| aklonifen (H)                 | 132        | 6                         | 1                        | 4,5%                  | 0,8%                  | 0,05                               | 0,2                           | 0,2                         |
| iprodion (F)                  | 618        | 5                         | 5                        | 0,8%                  | 0,8%                  | 0,05                               | 0,2                           | 3,6                         |
| metribuzin (H)                | 1392       | 21 (*4)                   | 10                       | 1,5%                  | 0,7%                  | 0,01                               | 0,2                           | 5                           |
| tribenuronmetyl (H)           | 191        | 2 (*1)                    | 1                        | 1,0%                  | 0,5%                  | 0,5                                | 0,04                          | 0,04                        |
| metamitron (H)                | 626        | 17 (*3)                   | 3                        | 2,7%                  | 0,5%                  | 0,01                               | 1                             | 20                          |
| glyfosat (H)                  | 215        | 139 (*48)                 | 1                        | 65%                   | 0,5%                  | 0,01                               | 10                            | 13                          |
| metsulfuronmetyl (H)          | 220        | 1                         | 1                        | 0,5%                  | 0,5%                  | 0,05                               | 0,003                         | 0,11                        |
| diklorprop-P <sup>b</sup> (H) | 2213       | 410 (*49)                 | 10                       | 19%                   | 0,5%                  | 0,005                              | 10                            | 230                         |
| fenpropimorf (F)              | 1125       | 7 (*2)                    | 5                        | 0,6%                  | 0,4%                  | 0,01                               | 0,02                          | 0,1                         |
| diklorvos <sup>c</sup> (N, I) | 549        | 2                         | 2                        | 0,4%                  | 0,4%                  | 0,02                               | 0,00003                       | 0,3                         |
| MCPA (H)                      | 2229       | 603 (*43)                 | 7                        | 27%                   | 0,3%                  | 0,008                              | 10                            | 100                         |
| metabenziazuron (H)           | 595        | 1 (*1)                    | -                        | 0,2%                  | 0,2%                  | 0,05                               | 1                             | -                           |
| mekoprop <sup>d</sup> (H)     | 2220       | 399 (*43)                 | 2                        | 18%                   | 0,1%                  | 0,005                              | 20                            | 23                          |
| malation (I)                  | 1160       | 1                         | 1                        | 0,09%                 | 0,09%                 | 0,02                               | 0,005                         | 0,1                         |
| bentazon (H)                  | 2084       | 638 (*29)                 | 1                        | 31%                   | 0,05%                 | 0,01                               | 40                            | 80                          |

<sup>o</sup> F = Fungicid (svampmedel); H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel);

N = Nedbrytningsprodukt

<sup>b</sup>Diklorprop – P – Riktvärdet gäller diklorprop-P, men vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller diklorprop (inkl. diklorprop-P).

<sup>d</sup>Mekoprop – Riktvärdet gäller både mekoprop och mekoprop-P, vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller mekoprop (inkl. mekoprop-P).

<sup>c</sup>Diklorvos är en nedbrytningsprodukt till triklorfon, men var också registrerad som aktiv substans i insektsmedel i Sverige t.o.m. 1990.

### **13.5 Sammanfattning av databasgenomgång**

Den generella databasen grundas inte på resultat från någon systematisk uppföljning av pesticidförekomst, vilket gör att analyser är utförda på fler av de aktuella substanserna i generella pesticiddatabasen än i databasen för nationell miljöövervakning, men medför också att antalet analyser för de olika substanserna kan variera.

I databasen för nationell miljöövervakning har nio substanser en fyndfrekvens över detektionsgränsen som överstiger 50 % mot en substans i den generella databasen, vilket kan bero på lägre lägsta detektionsgränser och större bakgrundsarbete för urval av analyserade substanser i nationell miljöövervakning.

Generellt kan det sägas för de båda databaserna att herbicider är den grupp av bekämpningsmedel som påträffas oftast ute i recipienten. Substanserna bentazon, glyfosat och MCPA tillhör de mest frekvent påträffade i båda pesticiddatabaserna. Även de substanser som oftast påträffas i halter högre än riktvärdet utgörs i huvudsak av herbicider. I båda databaserna tillhör terbutylazin och sulfosulfuron de substanser vars halter mest frekvent överskrider riktvärdet.

De substanser vars riktvärden ligger under lägsta detektionsgränsen utgörs i synnerhet av insekticider. Riktvärdet kan i somliga fall ligga i storleksordningen 100 gånger lägre än lägsta detektionsgränsen. Detta gäller framförallt den generella databasen med äldre värden och högre detektionsgränser.

I den generella databasen hittar vi något fler substanser som överskrider riktvärdet och magnituden av överskridandet är avsevärt högre än i databasen för nationell miljöövervakning. I den generella databasen överskreds riktvärdena för tjugotvå substanser under den undersökta tidsperioden, medan 16 substanser någon gång påträffades i halter högre än eller lika med riktvärdet i databasen för nationell miljöövervakning.

Som mest är den högsta uppmätta halten 10 000 gånger högre än riktvärdet i den generella databasen, medan den i databasen för nationell miljöövervakning är 50 gånger högre. Detta kan dels bero på att resultaten sträcker sig från mitten av 80-talet, men också på den mer riktade provtagning som kan ligga bakom analyser i den generella databasen. Den högsta uppmätta halten för terbutylazin överskrider riktvärdet med hög marginal i båda databaserna. I databasen för nationell miljöövervakning kan även fenpropimorf och tifensulfuronmetyl nämnas bland dessa substanser medan diklorvos och metsulfuronmetyl ligger högt i förhållande till riktvärdet i den generella databasen.



## **14 FÖRSLAG TILL SVENSK TILLÄMPNING AV RIKTVÄRDEN**

Riktvärden syftar främst till att på ett övergripande plan tolka miljöövervakningsdata och att följa upp miljömålsarbetet för giftfri miljö. Det innebär att tillämpningen av riktvärden i första hand bör baseras på undersökningar som tagits fram inom övervakningsprogram enligt beskrivning i Naturvårdsverkets Handbok för miljöövervakning. Vid genomförande av enstaka undersökningar måste en rad olika faktorer beaktas vid undersökningarnas genomförande för att uppmätta halter ska kunna relateras till riktvärdena.

Viktiga faktorer att beakta är t.ex. val av provtagningslokal, provtagningsssäsong, provtagningsfrekvens, provtagningssteknik, analysmetodik, mätning av kringvariabler och information om förhållanden i tillrinningsområdet.

Val av provtagningslokal bör baseras på viss basinformation om förhållandena i området, t ex jordar, odlingsinriktning och användning av bekämpningsmedel inom avrinningsområdet.

Provtagningen bör anpassas efter säsong och kan rekommenderas från t.ex. april (när ogräsbekämpningen börjar) till november (när ogräsbekämpningen och höstplöjningen avslutats). Säsongens längd och tidsintervall varierar dock från år till år och mellan olika delar av Sverige.

De svenska riktvärdena är beräknade för att täcka in både akuta och kroniska effekter och är därför tillämpbara för att utvärdera både enskilda (momentana) prov och tidsintegrerade samlingsprov. Antalet mättillfällen måste dock alltid anges och tidsperioden som medelvärdet (integrerade prov) baseras på bör vara högst en vecka. Flödet kan variera stort under provtagningsssäsongen, liksom mellan säsonger och år. För att i mesta möjliga mån täcka in variationen behövs en hög provtagningsfrekvens.

Lämplig provtagningsstrategi bör utformas med tanke på att vattendrag inte är statiska system (vilket kan ge snabba haltförändringar) och utifrån de lokala förutsättningarna. I större vattendrag bör prover tas minst en gång per månad under spridningssäsongen och tiden närmast därefter (vanligen april-november i södra Götaland och maj-oktober i norra Götaland samt Svealand) och fyra gånger per år i sjöar. I mindre vattendrag och sjöar med kortare omsättningstider bör prover tas tätare i tiden. Om bedömning görs med utnyttjande av mindre underlag skall detta särskilt anges.

Vid provtagning bör eftersträvas att ta ett så representativt prov av vattenmassan som möjligt. Det innebär att man bör ta provet där vattnet strömmar och undvika bakvatten och andra stillastående vattensamlingar utmed vattendragen. Likaså bör man undvika att endast ta det ytliga vattnet. I sjöar och större vattendrag bör eftersträvas att ta djupintegrerade prover som speglar hela vattenpelaren och där inga lokala utsläpp (ex. reningsverk) kan påverka sammansättningen av vattnet.

Analyser av bekämpningsmedelsrester ska genomföras av ackrediterat laboratorium och variabelistan anpassas i möjligaste mån till de förhållanden som råder i området, dvs. man bör eftersträva att analysera de substanser som används i området. Detektionsgränsen bör om möjligt vara 0,01 µg/l eller minst på nivå med riktvärdet om det är lägre än 0,01 µg/l. Tillämpningen av vissa framtagna riktvärden för bekämpningsmedel hämmas av avsaknad på analytiska metoder. För ca 20% av substanserna är nuvarande detektionsgränser högre än riktvärdena.

Lämpliga kringvariabler att mäta är flöde, temperatur och nederbörd så att resultaten kan relateras till vädersituationen i området och under året för att underlätta jämförelser mellan lokaler och år.

Tillämpningen av riktvärdena bör genomföras med insikt om de stora variationer som kan förekomma under året, mellan olika lokaler och mellan enskilda år. Hållförändringar över tid kan ske snabbt och den koncentration som erhålls i ett momentanprov blir då högst slumpmässig. Vid utnyttjande av momentanvärden bör tillämpningen således baseras på en jämförelse av riktvärdet med 90:e percentilen av uppmätta halter under ett år. Tillämpningen baseras på resultaten från enskilda prov, men ett minimum av 25 prov bör ha insamlats från samma lokal, varav minst 10 under ett och samma år, för att kunna göra en samlad bedömning av vattendragets tillstånd. Vill man fastställa trender och följa upp förändringar över tiden måste en hög provtagningsfrekvens eftersträvas.

## **15 TACKORD**

Examensarbetet har utförts med finansiellt stöd från Naturvårdsverket. Jag vill främst ge ett varmt tack till min handledare Jenny Kreuger, Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för vattenvårdslära för ett stort engagemang och för inspirerande diskussioner. Jag vill också tacka Helena Norberg, Kemikalieinspektionen, för all assistans i skrivarbetet om den svenska metoden att ta fram riktvärden. Vidare vill jag tacka Olav Lode, Planteforsk, och Gro-Hege Ludvigsen, Norge, för granskning av avsnittet om Norges metod samt Olav Lode för referensläsning. Ett stort tack även till Barbro Ulén (Avd. för vattenvårdslära, SLU) för god korrekturläsning, till Kjell Johansson, Institutionen för miljöanalys, som ställt upp som examinator samt till Sten Hansson, Önnarp, för en intressant visning av Vemmenhögsåns avrinningsområde.

## 16 REFERENSER

- AEP, 1996. Protocol to develop Alberta Water Quality Guidelines for Protection of Freshwater Aquatic Life. pp 59. Alberta Environmental Protection Environmental Assessment Division Environmental Regulatory Service, Edmonton, Alberta.
- Aronsson, M. 2002. Riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten. 62 pp. ISSN 1440-4178. Uppsala Universitet, Universitetstryckeriet.
- Battaglin, W. & Fairchild, J. 2002. Potential toxicity of pesticides measured in midwestern streams to aquatic organisms. *Water Science and Tecnology* 45, 95-103.
- Bernes, C., 1998. Organiska miljögifter, ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem, pp 122-123. Naturvårdsverkets förlag, ISBN91-620-1188-X ISSN 1100-231.
- Bro-Rasmussen, F., Calow, P., Canton, J.H., Chambers, P.L., Fernandes, A.S., Hoffman, L., Jouany, J.-M., Klein, W. Persoone, G., Scoullous, M., Tarazonz, J.V. & Vighi, M. 1994. EEC water quality objectives for chemicals dangerous to aquatic environments (list 1). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 137, 83-110. Springer-Verlag, New York.
- Capel, P.D., Larson, S.J. & Majewski, M.S. 1997. Pesticides in Surface Waters: Distribution, trends and governing factors. Pesticides in the Hydrologic System series, vol3, 373 s. Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, USA.
- Carter, A.D. 2000. Herbicide movement in soils: principles, pathways and processes. *Weed Research* 40, 113-122.
- CCME. 1999a. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the protection of Aquatic Life. Publication No. 1299; ISBN1-896997-34-1, 10 pp. ([www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/ceqg/default.cfm](http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/ceqg/default.cfm)) Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CCME. 1999b. Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Water Quality Guidelines for the protection of Aquatic Life. Publication No. 1299; ISBN1-896997-34-1, 35 pp. ([www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/ceqg/default.cfm](http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/ceqg/default.cfm)) Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CCME. 1999c. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Agricultural Water Uses (Irrigation and Livestock Water). Publication No.1299; ISBN 1-896997-34-1. 21pp. ([http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/water\\_protocol-agriculture.pdf](http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/water_protocol-agriculture.pdf)) Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME, 2001. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. CCME Water Quality Index 1.0 User's Manual. pp 5. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. ([http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi\\_usermanualfactsht\\_e.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_usermanualfactsht_e.pdf))
- Chambers, P.A., Dupont, J., Schaefer, K.A. & Bielak, A.T. 2002. Effects of Agricultural Activities on Water Quality. pp 41. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba. CCME Linking Water Science to Policy Workshop Series. Report No. 1, Québec City.
- Chapman, P., Fairbrother, A. & Brown, D. 1998. A critical evaluation of safety (uncertainty) Factors for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17, 99-108.
- Cole, S., Whitehouse, P., Harrison, R., Holmes, D., Zabel, T., Johnson, I., Sorokin, N., Adeboya, T., Crane, M., Matthiessen, P. & Duborg, R. 2003. Derivation of Aquatic Quality Standards for Priority List Substances not Covered by existing UK Regulations. Final Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. 72 pp. Report No: DEFRA 6245/2.

- Crommentuijn, T., Kalf, D.F., Polder, M.D., Posthumus, R. & van de Plassche, E.J. 1997. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for pesticides. National Institute of Public Health and the Environment Bilthoven, The Netherlands. Report no. 601501 002. 174 pp. Bilthoven, Holland.
- Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., van Leeuwen, K. & van de Plassche, E.J. 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *J. Environ. Mang.* 58, 297-312, Bilthoven, Holland
- de Rosemond, S., Kent, R., Murray, J & Swain, L. 2003. Experts Workshop on Water Quality Monitoring: the Current State of the Science and Practice. pp 51 Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba. CCME Linking Water Science to Policy Workshop Series. Report No. 5, Vancouver, BC.
- Environment Agency. 2002. Pesticides 2001: A summary of monitoring of the aquatic environment in England and Wales. ISBN:1844320472. National Centre for Ecotoxicology and Hazardous Substances, Environment Agency, Bristol, UK.
- EPA, 2002a. National Recommended Water Quality Criteria:2002. EPA-822-R-02-047. Office of Science and Technology & Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- EPA, 2002b. Summary of Biological Assessment Programs and Biocriteria Development for States, Tribes, Territories, and Interstate Commissions: Streams and Wadeable Rivers. EPA-822-R-02-048. Office of Environmental Information & Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- EPA, 2003a. Strategy for Water Quality Standards and Criteria. EPA-823-R-03-010. Office of Science and Technology, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- EPA, 2000. Revisions to the Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health (2000). Vol 65, Nr 214, Part III sid 66443. The Federal Register Online via GPO access. ([www.epa.gov/fedrgstr/EPA-WATER/2000/November/Day-03/w27924.htm](http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-WATER/2000/November/Day-03/w27924.htm))
- EPPO. 2002. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 6: Surface water and sediment. 21 pp. Chapter 7: Aquatic Organisms. 23 pp. European Plant Protection Organisation.
- European Commission, 2001. Technical Guidance Documents in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for Existing Substances and Commission Regulation (EC) 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EC Concerning the Place of Biocidal Products on the Market, Part II/Chapter 3. TGD revised 310701. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxemburg.
- Irmer, U., Markard, C., Blondzik, K., Gottschalk, C., Kussatz, C., Rechenberg, B., Schudoma, D. 1995. Quality Targets for Concentrations of Hazardous Substances in Surface Waters in Germany. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 32, 233-243., Berlin.
- Jordbruksverket, 2002. Förslag till handlingsprogram för användning av bekämpningsmedel i jordbruket och trädgårdsnäringen till år 2006. Rapport från Jordbruksverket och Kemikalieinspektionen. pp 216. Rapport: 2002:7
- Källqvist, T. & Romstad, R. 1994. Effects of agricultural pesticides on planktonic algae and cyanobacteria – examples of interspecies sensitivity variations. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, Supplement No. 13, 117-131. ISSN 0802-1600, Norway.
- KemI. 2004. Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel 2003. (Ed. M. Bengtsson) Kemikalieinspektionen, Solna
- Kenaga, E.E., 1982. Predictability of chronic toxicity from acute toxicity of chemicals in fish and aquatic invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 1, 347-358.

- Klaassen, C.D. 2001. Cassarett & Doull's Toxicology – The basic science of poisons. Sixth edition, McGraw-Hill pp 368-369, 1028-1032, Kansas..
- Kreuger, J. 1998. Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990-1996. *The Science of the Total Environment* 216, 227-251.
- Kreuger, J. & Törnqvist, L. 1998. Multiple regression analysis of pesticide occurrence in streamflow related to pesticide properties and quantities applied. *Chemosphere* 37(2), 189-207.
- Kreuger, J., Holmberg, H., Kylin, H. & Ulén, B. 2003. Bekämpningsmedel i vatten från typområden, år och i nederbörd under 2002. Årsrapport till det nationella programmet för miljöövervakning av jordbruksmark, delprogram pesticider. *Ekohydrologi 77/IMA Rapport 2003:12*. 66 pp. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lepper, P. 2002. Towards the Derivation of Quality Standards for Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive. Final Report of the Study. Contract No. B4-3040/2000/30637/MAR/E1: Identification of quality standards for priority substances in the field of water policy. pp124. Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.
- Ludvigsen, G.H. & Lode, O. 2002. Jordsmonnövervakning i Norge. Pesticider 2002. pp 37. *Jordbruksforsk: 82/02*. ISBN-nr: 82-7467-439-1.
- Meybeck, M., Chapman, D.V. & Helmer, R., 1989. *Global Freshwater Quality, A First Assessment* pp 305. World Health Organisation and United Nations Environment Programme by Blackwell Reference, Oxford.
- Morgan, D., Cole, V. 2000. The Canadian Environmental Quality Guidelines Building Capacity for Effective Implementation. pp 56. Unpublished. InterGroup Consultants Ltd. For Pollution Probe, Ottawa.
- NCET. 1997. The Derivation of Environmental Quality Standards for the Protection of Aquatic Life. pp 8. Unpublished. National Centre for Environmental Toxicology, WRc plc, in consultation with the EQS Scientific Steering Group July 1997., UK.
- Naturvårdsverket, 2002. Om införandet i Sverige av direktiv (76/464/EEG) om utsläpp av vissa farliga ämnen. Rapport 5204. ISBN: 620-5204-7.pdf. pp 47. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- Nowell, L.H. & Resek, E.A. 1994. National standards and guidelines for pesticides in water, sediment and aquatic organisms: Application to water-quality assessments. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 140, pp221. Springer-Verlag, New York.
- PAN, 2001. The List of the Lists. A catalogue of lists of pesticides identifying those associated with particularly harmful health or environmental impacts. Briefing 3. Pesticide Action Network UK. 13 pp. <http://www.pan-uk.org/briefing/ListofL.pdf>
- Ramdirektivet för vatten, 2000. Europaparlamentet och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- Sijm, D.T.H.M. 2001. Ecotoxicological risk assessment of pesticide residues. I: Bekämpningsmedel i vatten - vad vet vi om förekomst och effekter? *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift*. pp 39-56. 140:8, 2001, Stockholm.
- Suter, G.W. 1996. Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on freshwater biota. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 1232-1241.
- Teunissen-Ordelman, H.G.K., Schrap, S.M., 1997. 1996 Aquatic Outlook. An analysis of issues pertaining to aquatic environments Pesticides. RIZA Policy document No. 97.038, Amsterdam.

- Torstensson, L. 1987. Kemiska Bekämpningsmedel – transport, bindning oh nedbrytning i marken. Aktuellt från lantbruksuniversitetet 357. 36 pp. ISSN 0347-9293. Sveriges lantbruksuniversitet.
- UBA. 1997. Environmental Quality Objectives and Action Targets for Water Protection, Status Report and Prospects. pp57. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt). ISSN 0722-186X, Berlin.
- UBA. 2001. Quality Targets for Active Ingredients of Pesticides to Protect Inland Surface Waters. Texte 08/01 ISSN 0722-186X. 168 pp. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin.
- UBA<sup>a</sup>. 2001 Water Resources Management in Germany, Part 1, Quality of Inland Surface Waters. Pp 67. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. Klüsener-Druck, Wuppertal, Bonn.
- UBA<sup>b</sup>. 2001. Water Resources Management in Germany, Part 2, Quality of Inland Surface Waters. 74 pp. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety. Klüsener-Druck, Wuppertal, Bonn.
- van de Plassche, E.J. 1994. Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. National Institute of Public Health and Environmental Protection. pp 262. Report no. 679101 012, Bilthoven, Holland. (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/679101012.html>)
- van de Plassche, E.J. 1994. Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. National Institute of Public Health and Environmental Protection. pp 262 Bilthoven, The Netherlands. Report no. 679101 012 (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/679101012.html>)
- Walker, C.H., Hopkin, C.H., Sibly, R.M. & Peakall, D.B. 2001. Principles of Ecotoxicology, Second edition. p. 117. Taylor & Francis Inc.

### *Internetreferenser*

- Anonym, Technical Guidelines for the Generation of Water Quality Criteria. <http://www.ce.udel.edu/courses/CIEG467DiToro/PWQSQC%20Lecture%202a.pdf>. Besökt 2003-10-11.
- BC, 2001. Government of British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection. Water Quality, Principles for preparing Water Quality Objectives in British Columbia. <http://wlapwww.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/principles.html#box17> Updated: August 7, 2001. Besökt 2004/02/11.
- CCME, 2002. Water Quality Index. <http://www.ccme.ca/initiatives/waterfaqs.html>. Senast uppdaterad 2002-07-12. Besökt 2003-09-23.
- Defra, 2000. Water Quality – A guide to water protection in England. Department for Environment, Food & Rural Affairs. [www.defra.gov.uk/environment/water/quality/guide/water.htm](http://www.defra.gov.uk/environment/water/quality/guide/water.htm) Senast uppdaterad 2000-06-27. Besökt 2003-10-24.
- EEA, 1996. Surface water quality monitoring. Topic report No 2/1996. European Environment Agency. <http://reports.eea.eu.int/92-9167-001-4/en/page009.html>. Besökt 2004-01-25.
- Environment Canada, 2003: Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG) ([www2.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/ceqg/default.cfm](http://www2.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/ceqg/default.cfm)) Besökt 2003-10-21. Senast uppdaterad 2003-08-28. Senast granskad 2003-03-31.
- EPA. 2002c. Water Quality Standards, translating CWA goals into measurable objectives. [www.epa.gov/watertrain/cwa/cwa2.htm](http://www.epa.gov/watertrain/cwa/cwa2.htm). Besökt 2003-12-14. Senast uppdaterad den 2002-10-28. USA.

- EPA, 2003b. Clean Water Act History. [www.epa.gov/region5/water/cwa.htm](http://www.epa.gov/region5/water/cwa.htm), Besökt 2003-10-16 Senast uppdaterad 2003-02-20.
- EPA, 2003c. Policy Guidance. [www.epa.gov/waterscience/standards/about/rev.htm](http://www.epa.gov/waterscience/standards/about/rev.htm). Besökt 2003-10-11 Senast uppdaterad 2003-09-05.
- Health Canada, 2003. Drinking Water Guidelines. Besökt. Senast uppdaterad 2003-04-10. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/water/dwguide.htm>.
- Landbrugstilsynet, 2002. Pesticides. Tasks and responsibilities. Norwegian Agricultural Inspection Service. Senast redigerad 2002-09-10. Besökt 2003-09-22. [www.landbrukstilsynet.no/dokument\\_eng.cfm?m\\_id=2016d\\_id=1060](http://www.landbrukstilsynet.no/dokument_eng.cfm?m_id=2016d_id=1060)

***Personliga meddelanden, brev:***

- Helena Norberg, Kemikalieinspektionen, Stockholm. Hösten 2003 och våren 2004.
- Jaap van Steenwijk. RIZA april 2004.
- Gro-Hege Ludvigsen, 2004. Jordforsk, Norge.
- Torsten Källqvist, NIVA, 2003. Vannkvalitetskriterier og grensverdier for plantevernmidler (Utkast 06.11.2003).
- Pesticide Safety Directorate, 1998

## **BILAGOR**

Bilaga 1. Sammanställning av riktvärden i de undersökta länderna (för substanser som har svenska riktvärden).

Bilaga 2. Sammanställning av analysresultat från databasen för nationell miljöövervakning.

Bilaga 3. Sammanställning av analysresultat från den generella databasen.



## BILAGA 1

Sammanställning av svenska riktvärden, amerikanska Criterion Continuous Concentration (CCC), kanadensiska Water Quality Guidelines (WQG), holländska Maximum Permissible Concentration (MPC), norska miljöfarlighetsindex (MFI), tyska Quality Targets (QT), brittiska Environmental Quality Standards (EQS) i form av Annual Average (AA) och Maximum Acceptable Concentration (MAC) samt förslag på EU-gemensamma Maximum Acceptable Concentration-Quality Standard (MAC-QS). Substanserna är alfabetiskt ordnade men nedbrytningsprodukter har tagits in under respektive modersubstans i den mån de förekommer. Riktvärden anges i µg/l. Sammanställningen är baserad på de 102 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14 och grundas på information om internationella riktvärden som under vintern 2003 fanns tillgänglig. Värden kan därför i dagsläget vara reviderade

| Substans                   | Riktv. <sup>1</sup><br>(µg/l) | CCC <sup>2</sup><br>(µg/l) | WQG <sup>3</sup><br>(µg/l) | MPC <sup>4</sup><br>(µg/l)    | MFI <sup>5</sup><br>(µg/l) | QT <sup>6</sup><br>(µg/l) | AA-<br>EQS <sup>7</sup><br>(µg/l) | MAC-<br>EQS <sup>7</sup><br>(mg/l) | MAC-<br>QS <sup>8</sup> |
|----------------------------|-------------------------------|----------------------------|----------------------------|-------------------------------|----------------------------|---------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|-------------------------|
| aklonifen (H)              | 0,2                           |                            |                            |                               | 0,67                       |                           |                                   |                                    |                         |
| alfacypermetrin (I)        | 0,001                         |                            |                            |                               | 0,003                      |                           |                                   |                                    |                         |
| amidosulfuron (H)          | 0,2                           |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| azinofosmetyl (I)          | 0,002                         | 0,01                       |                            | 0,012 <sup>b</sup> (0,012)    | 0,01                       | 0,01                      | 0,01                              | 0,04                               |                         |
| azoxystrobin(F)            | 0,9                           |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| bentazon (H)               | 40                            |                            |                            | 64 (64)                       | 540                        | 70                        | 500                               | 5000                               |                         |
| betacyflutrin (I)          | 0,0001                        |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| bitertanol(F)              | 0,3                           |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| cinidonetyl (H)            | 0,7                           |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| cyanazin (H)               | 0,2                           |                            | 2,0 <sup>a</sup>           | 0,19 (0,19)                   |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| cyazofamid (F)             | 1                             |                            |                            |                               |                            |                           | 0,001 <sup>d</sup>                | 0,001 <sup>d</sup>                 |                         |
| cypermetrin (I)            | 0,0002                        |                            |                            | 0,00009<br>(0,00009)          | 14                         |                           | 1                                 | 10                                 |                         |
| cyprodinil (F)             | 0,2                           |                            |                            |                               | 0,33                       |                           |                                   |                                    |                         |
| deltametrin (I)            | 0,0002                        |                            | 0,0004                     | 0,0003<br>(0,0003)            |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| diazinon (I)               | 0,002                         |                            |                            | 0,037 <sup>b</sup><br>(0,037) | 0,01                       |                           | 0,01                              | 0,1                                |                         |
| difenkonazol (F)           | 0,02                          |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| diflubensuron (I)          | 0,004                         |                            |                            |                               |                            |                           | 0,001                             | 0,015                              |                         |
| diflufenikan (H)           | 10                            |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| diklorprop-P (H)           | 10                            |                            |                            | 40 (40)                       | 71                         | 10                        |                                   |                                    |                         |
| dikvat (H)                 | 0,2                           |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| dimetoat (I)               | 0,8                           |                            | 6,2 <sup>a</sup>           | 23 <sup>b</sup> (23)          | 0,2                        | 0,2                       | 1                                 |                                    |                         |
| dimetomorf (F)             | 2                             |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| esfenvalerat (I)           | 0,0001                        |                            |                            |                               | 0,0005                     |                           |                                   |                                    |                         |
| etofumesat (H)             | 30                            |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| fenhexamid (F)             | 10                            |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| fenitrothion (I)           | 0,009                         |                            |                            | 0,0087                        | 0,086                      | 0,009                     | 0,01                              | 0,25                               |                         |
| fenmedifam (H)             | 2                             |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| MHPC (N)                   | 10                            |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| fenoxaprop-P (H)           | 2                             |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| fenpropidin (F)            | 0,02                          |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| fenpropimorf (F)           | 0,02                          |                            |                            |                               | 17                         |                           |                                   |                                    |                         |
| florasulam (H)             | 0,01                          |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| fluazinam (F)              | 0,4                           |                            |                            |                               | 0,55                       |                           |                                   |                                    |                         |
| flupyrsulfuronmetyl(H)     | 0,05                          |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |
| fluroxipyr<br>(meptyl) (H) | 20                            |                            |                            |                               | 143                        |                           |                                   |                                    |                         |
| fluroxipyr<br>(syra) (N)   | 100                           |                            |                            |                               |                            |                           |                                   |                                    |                         |

| <b>Substans</b>            | <b>Riktv.<sup>1</sup></b><br>(µg/l) | <b>CCC<sup>2</sup></b><br>(µg/l) | <b>WQG<sup>3</sup></b><br>(µg/l) | <b>MPC<sup>4</sup></b><br>(µg/l) | <b>MFI<sup>5</sup></b><br>(µg/l) | <b>QT<sup>6</sup></b><br>(µg/l) | <b>AA-<br/>EQS<sup>7</sup></b><br>(µg/l) | <b>MAC-<br/>EQS<sup>7</sup></b><br>(mg/l) | <b>MAC-<br/>QS<sup>8</sup></b> |
|----------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|--|---|--------------------------------|
| flurtamon (H)              | 0,1                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| foxim (I)                  | 0,0004                              |                                  |                                  | 0,082 (0,082)                    |                                  |                                 |  |   |                                |
| glufosinat-<br>ammonium(H) | 10                                  |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| MPP (N)                    | 200                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| glyfosat (H)               | 10                                  |                                  | 65 <sup>a</sup>                  |                                  | 120                              |                                 |  |   |                                |
| AMPA (N)                   | 500                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| imazalil (F)               | 5                                   |                                  |                                  |                                  | 120                              |                                 |  |   |                                |
| iprodion (F)               | 0,2                                 |                                  |                                  | 32                               | 2,5                              |                                 |  |   |                                |
| RP30228 (N)                | 5                                   |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| isoproturon (H)            | 0,3                                 |                                  |                                  | 0,32 (0,32)                      | 3                                | 0,3                             | 2  | 20  | 0,32                           |
| isoxaben (H)               | 0,7                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| karbosulfan (I)            | 0,01                                |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| karbofuran (N)             | 0,3                                 |                                  | 1,8                              | 0,015 (0,91)                     |                                  |                                 |  |   |                                |
| karboxin (F)               | 3                                   |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| karfentrazonetyl (H)       | 0,06                                |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| kloropropionsyra (N)       | 0,8                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| cinnamidsyra (N)           | 0,04                                |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| kletodim (H)               | 10                                  |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| klopyralid (H)             | 50                                  |                                  |                                  |                                  | 690                              |                                 |  |   |                                |
| kloridazon (H)             | 3                                   |                                  |                                  | 73 (73)                          |                                  | 10                              |  |   |                                |
| kresoxim-metyl (F)         | 0,1                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| kvinmerak (H)              | 100                                 |                                  |                                  |                                  | 0,01                             |                                 |  |   |                                |
| lambda-cyhalotrin (I)      | 0,006                               |                                  |                                  |                                  | 0,0024                           |                                 |  |   |                                |
| malation (I)               | 0,005                               | 0,1                              |                                  | 0,013 <sup>b</sup><br>(0,013)    |                                  | 0,02                            | 0,01                                     | 0,5                                       |                                |
| mankozeb (F)               | 0,2                                 |                                  |                                  | 4                                |                                  |                                 | 2  | 20  |                                |
| ETU (N)                    | 40                                  |                                  |                                  | 260 (5)                          | 0,26                             |                                 |  |   |                                |
| MCPA (H)                   | 10                                  |                                  | 2,6 <sup>a</sup>                 | 1,7 (2)                          | 700                              | 2                               | 2  | 20  |                                |
| mekoprop-P (H)             | 20                                  |                                  |                                  | 3,9 (4)                          | 510                              | 50                              | 20 <sup>c</sup>                          | 200 <sup>c</sup>                          |                                |
| metabenziazuron (H)        | 1                                   |                                  |                                  | 1,8 (1,8)                        |                                  | 2                               |  |   |                                |
| metalaxyl (F)              | 60                                  |                                  |                                  |                                  | 280                              |                                 |  |   |                                |
| metamitron (H)             | 1                                   |                                  |                                  | 10 (10)                          | 11                               |                                 |  |   |                                |
| metazaklor (H)             | 0,2                                 |                                  |                                  | 34 (34)                          |                                  | 0,4                             |  |   |                                |
| BH 479-4 (N)               | 10                                  |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| metribuzin (H)             | 0,2                                 |                                  | 1,0 <sup>a</sup>                 |                                  | 2,2                              |                                 |  |   |                                |
| metsulfuronmetyl (H)       | 0,003                               |                                  |                                  |                                  | 0,04                             |                                 |  |   |                                |
| pendimetalin (H)           | 0,1                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 | 1,5                                      | 6   |                                |
| penkonazol (F)             | 0,7                                 |                                  |                                  |                                  | 11                               |                                 |  |   |                                |
| pirimikarb (I)             | 0,06                                |                                  |                                  | 0,09 (0,09)                      | 0,14                             |                                 | 1  | 5   |                                |
| propamokarb (F)            | 90                                  |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| propikonazol (F)           | 7                                   |                                  |                                  |                                  | 0,02                             |                                 |  |   |                                |
| propyzamid (H)             | 10                                  |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 | 100                                      | 1000                                      |                                |
| prosulfokarb (H)           | 0,9                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| pyrimetanil (F)            | 30                                  |                                  |                                  |                                  | 29                               |                                 |  |   |                                |
| rimsulfuron (H)            | 0,01                                |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| spiroxamin (F)             | 0,03                                |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| sulfosulfuron (H)          | 0,05                                |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| tau-fluvalinat (I)         | 0,0002                              |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| terbutylazin (H)           | 0,02                                |                                  |                                  |                                  | 1,5                              | 0,5                             |  |   |                                |
| tifensulfuronmetyl (H)     | 0,01                                |                                  |                                  |                                  | 0,13                             |                                 |  |   |                                |

| <b>Substans</b>         | <b>Riktv.<sup>1</sup></b><br>(µg/l) | <b>CCC<sup>2</sup></b><br>(µg/l) | <b>WQG<sup>3</sup></b><br>(µg/l) | <b>MPC<sup>4</sup></b><br>(µg/l) | <b>MFI<sup>5</sup></b><br>(µg/l) | <b>QT<sup>6</sup></b><br>(µg/l) | <b>AA-<br/>EQS<sup>7</sup></b><br>(µg/l) | <b>MAC-<br/>EQS<sup>7</sup></b><br>(mg/l) | <b>MAC-<br/>QS<sup>8</sup></b> |
|-------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|--|---|--------------------------------|
| tiodikarb (I)           | 0,3                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| metomyl (N)             | 0,02                                |                                  |                                  | 0,08                             |                                  |                                 |  |   |                                |
| tiofanatmetyl (F)       | 10                                  |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| karbendazim (N,F)       | 0,1                                 |                                  |                                  | 0,11 (0,11)                      |                                  |                                 | 0,1                                      | 1   |                                |
| tolklofosmetyl (F)      | 1                                   |                                  |                                  | 0,79 (0,79)                      |                                  |                                 |  |   |                                |
| tolyfluanid (F)         | 0,2                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| DMST                    | 300                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| triazamat (I)           | 0,1                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| metabolite II           | 0,3                                 |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| tribenuronmetyl (H)     | 0,04                                |                                  |                                  |                                  | 1                                |                                 |  |   |                                |
| triflusulfuronmetyl (H) | 0,03                                |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| triazinamin (N)         | 70                                  |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| triklorofon (I)         | 0,0006                              |                                  |                                  | 0,001 (0,001)                    |                                  |                                 |  |   |                                |
| diklorvos (N, I)        | 0,00003                             |                                  |                                  | 0,0007<br>(0,0007)               |                                  | 0,0006                          | 0,001                                    |   |                                |
| trinexapak-etyl (TV)    | 2                                   |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| trinexapak-syra (N)     | 3                                   |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |
| tritikonazol (F)        | 1                                   |                                  |                                  |                                  |                                  |                                 |  |   |                                |

<sup>o</sup> F = Fungicid (svampmedel); H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel); N = Nedbrytningsprodukt; TV = Tillväxtreglerare.

<sup>1</sup>Svenska riktvärden enligt KemIs lista feb. 2004.

<sup>2</sup>Amerikanska Criterion Continuous Concentration (CCC) hämtade från Nowell et al., 1994. Kriterie för azinofosmetyl är hämtad ur Capel et al., 1997. Inga av de substanser som hade svenska riktvärden fanns med bland de amerikanska substanser för vilka Criteria Maximum Concentration (CMC) beräknats, därför anges amerikanska kriterier endast i form av CCC.

<sup>3</sup>Water Quality Guidelines (CWQG) hämtade från CCME, 1999a.

<sup>4</sup>Holländska Maximum Permissible Concentration (MPC) och Environmental Quality Standards (EQS) (utom karbofuran, iprodion och mankozeb) hämtade från Crommentuijn et al., 2000. MPC för karbofuran, iprodion och mankozeb är hämtad från Teunissen-Olderman & Schrap. EQS anges i parentes. Negligible Concentrations (NC) är 1/100 av MPC.

<sup>5</sup>Norska Miljöfarlighetsindex (MFI) hämtade från Källqvist, 2003 (Utkast 06.11.2003).

<sup>6</sup>Tyska Quality Targets (QT) hämtade från UBA, 2001b.

<sup>7</sup>Brittiska Environmental Quality Standards (EQS) i form av Annual Average (AA) och Maximum Acceptable Concentration (MAC), hämtade från Pesticide Safety Directorate, 1998.

<sup>8</sup>Förslag på EU-gemensamma Maximum Acceptable Concentration-Quality Standard (MAC-QS) hämtade från Lepper, 2002.

<sup>a</sup>Provisorisk guideline.

<sup>b</sup>Substanser framtagna med statistisk metod.

<sup>c</sup>Anger värdet för mecoprop.

<sup>d</sup>Anges som (95%ile).

## BILAGA 2.

Sammanställning av analysresultat från databasen för nationell miljöövervakning. Substanser är alfabetiskt ordnade men nedbrytningsprodukter har tagits in under respektive modersubstans i den mån de förekommer. Sammanställningen är baserad på de 102 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14. I tabellen redovisas fynd i antal (inklusive spårvärden) och frekvens samt fynd över riktvärdet (större än, eller lika med riktvärdet) uttryckt i antal och i frekvens. Antalet spårvärden, dvs. de fynd som ligger över detektionsgränsen men under bestämningsgränsen redovisas inom parantes med en asterixmarkering (\*). Detektionsgränsen (det.gr.) kan variera något mellan analysomgångarna och den lägsta redovisas i tabellen. Den högsta uppmätta halten (maxhalt) redovisas för de substanser där fynd större än eller lika med bestämningsgränsen påträffats

| Substans                           | Antal prov | Antal fynd<br>≥det.gr. | Antal fynd<br>≥riktv. | Fyndfr.<br>≥det.gr | Fyndfr.<br>≥riktv. | Lägsta<br>det.gr.<br>(µg/l) | Riktvärde<br>(µg/l) | Maxhalt<br>(µg/l) |
|------------------------------------|------------|------------------------|-----------------------|--------------------|--------------------|-----------------------------|---------------------|-------------------|
| aklonifen (H)                      | 302        | 17 (*5)                | 3                     | 5,6%               | 1,0%               | 0,006                       | 0,2                 | 1,9               |
| alfacypermetrin (I)                | 290        | -                      | -                     | -                  | -                  | 0,01                        | 0,001               | -                 |
| amidosulfuron (H)                  | 113        | -                      | -                     | -                  | -                  | 0,01                        | 0,2                 | -                 |
| azinfosmetyl (I)                   | 103        | -                      | -                     | -                  | -                  | 0,03                        | 0,002               | -                 |
| azoxystrobin (F)                   | 253        | 60 (*50)               | -                     | 24%                | -                  | 0,005                       | 0,9                 | 0,3               |
| bentazon (H)                       | 302        | 301 (*35)              | -                     | 100%               | -                  | 0,003                       | 40                  | 25                |
| beta-cyflutrin <sup>a</sup> (I)    | 302        | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,0001              | -                 |
| bitertanol (F)                     | 286        | 10 (*5)                | 1                     | 3,5%               | 0,3%               | 0,01                        | 0,3                 | 0,32              |
| cinidonetyl (H)                    | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,7                 | -                 |
| cyanazin (H)                       | 302        | 44 (*24)               | 6                     | 15%                | 2,0%               | 0,004                       | 0,2                 | 1,6               |
| cyazofamid (F)                     | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 1                   | -                 |
| cypermetrin (I)                    | 291        | -                      | -                     | -                  | -                  | 0,01                        | 0,0002              | -                 |
| cyprodinil (F)                     | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,2                 | -                 |
| deltametrin (I)                    | 291        | -                      | -                     | -                  | -                  | 0,01                        | 0,0002              | -                 |
| diazinon (I)                       | 103        | -                      | -                     | -                  | -                  | 0,02                        | 0,002               | -                 |
| difenokonazol (F)                  | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,02                | -                 |
| diflubensuron (I)                  | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,004               | -                 |
| diflufenican (H)                   | 302        | 58 (*33)               | -                     | 19%                | -                  | 0,002                       | 10                  | 0,05              |
| diklorprop-P <sup>b</sup> (H)      | 302        | 155 (*98)              | -                     | 51%                | -                  | 0,003                       | 10                  | 3                 |
| dikvat (H)                         | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,2                 | -                 |
| dimetoat (I)                       | 302        | 3 (*2)                 | -                     | 1,0%               | -                  | 0,01                        | 0,8                 | 0,05              |
| dimetomorf (F)                     | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 2                   | -                 |
| esfenvalerat (I)                   | 291        | 1 (*1)                 | 1                     | 0,3%               | 0,3                | 0,01                        | 0,0001              | -                 |
| etofumesat (H)                     | 302        | 62 (*37)               | -                     | 21%                | -                  | 0,005                       | 30                  | 0,5               |
| fenhexamid (F)                     | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 10                  | -                 |
| fenitroton (I)                     | 103        | -                      | -                     | -                  | -                  | 0,03                        | 0,009               | -                 |
| fenmedifam (H)                     | 291        | 2 (*1)                 | -                     | 0,7%               | -                  | 0,005                       | 2                   | 0,8               |
| MHPC (N)                           | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 10                  | -                 |
| fenoxaprop-P-etyl <sup>c</sup> (H) | 258        | 5 (*3)                 | -                     | 1,9%               | -                  | 0,005                       | 2                   | 0,048             |
| fenpropidin (F)                    | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,02                | -                 |
| fenpropimorf (F)                   | 302        | 28 (*25)               | 3                     | 9,3%               | 1,0%               | 0,004                       | 0,02                | 0,9               |
| florasulam (H)                     | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,01                | -                 |
| fluazinam (F)                      | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,4                 | -                 |
| flupyrsulfuronmetyl (H)            | 127        | -                      | -                     | -                  | -                  | 0,005                       | 0,05                | -                 |
| fluroxipyr (meptyl) (H)            | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 20                  | -                 |
| fluroxipyr (syra) (N)              | 302        | 156 (*82)              | -                     | 52%                | -                  | 0,005                       | 100                 | 1,1               |
| flurtamon (H)                      | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,1                 | -                 |
| foxim (I)                          | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 0,0004              | -                 |
| glufosinatammonium(H)              | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 10                  | -                 |
| MPP (N)                            | -          | -                      | -                     | -                  | -                  | -                           | 200                 | -                 |
| glyfosat (H)                       | 205        | 176 (*47)              | -                     | 86%                | -                  | 0,01                        | 10                  | 5                 |
| AMPA (N)                           | 206        | 76 (*43)               | -                     | 37%                | -                  | 0,06                        | 500                 | 2                 |

| Substans                        | Antal prov | Antal fynd $\geq$ det.gr. | Antal fynd $\geq$ riktv. | Fyndfr. $\geq$ det.gr | Fyndfr. $\geq$ riktv. | Lägsta det.gr. ( $\mu$ g/l) | Riktvärde ( $\mu$ g/l) | Maxhalt ( $\mu$ g/l) |
|---------------------------------|------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------------|------------------------|----------------------|
| imazalil (F)                    | 302        | 1 (*1)                    | -                        | 0,3%                  | -                     | 0,003                       | 5                      | -                    |
| iprodion (F)                    | 302        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,01                        | 0,2                    | -                    |
| (RP 30228) (N)                  | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 5                      | -                    |
| isoproturon (H)                 | 302        | 202 (*53)                 | 44                       | 67%                   | 15%                   | 0,001                       | 0,3                    | 5                    |
| isoxaben (H)                    | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,7                    | -                    |
| karbosulfan (I)                 | 302        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,008                       | 0,01                   | -                    |
| karbofuran (I, N)               | 302        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,008                       | 0,3                    | -                    |
| karboxin (F)                    | 103        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,1                         | 3                      | -                    |
| karfentrazonetyl (H)            | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,06                   | -                    |
| kloropropionsyra (N)            | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,8                    | -                    |
| cinnamidsyra (N)                | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,04                   | -                    |
| kletodim (H)                    | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 10                     | -                    |
| klopyralid (H)                  | 302        | 172 (*65)                 | -                        | 57%                   | -                     | 0,005                       | 50                     | 1                    |
| kloridazon (H)                  | 302        | 9 (*6)                    | -                        | 3,0%                  | -                     | 0,02                        | 3                      | 2                    |
| kresoximmetyl (F)               | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,1                    | -                    |
| kvinmerak (H)                   | 258        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,005                       | 100                    | -                    |
| lambda-cyhalotrin (I)           | 291        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,01                        | 0,006                  | -                    |
| malation (I)                    | 14         | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,005                  | -                    |
| mankozeb (F)                    | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,2                    | -                    |
| ETU (N)                         | 38         | 1                         | -                        | 2,6%                  | -                     | 0,1                         | 40                     | 0,6                  |
| MCPA (H)                        | 302        | 229 (*68)                 | -                        | 76%                   | -                     | 0,003                       | 10                     | 6,2                  |
| mekoprop <sup>d</sup> (H)       | 302        | 235 (*71)                 | -                        | 78%                   | -                     | 0,003                       | 20                     | 6,6                  |
| metabenstiazuron (H)            | 302        | 1                         | -                        | 0,3%                  | -                     | 0,03                        | 1                      | 0,3                  |
| metalaxyl <sup>e</sup> (F)      | 302        | 38 (*26)                  | -                        | 13%                   | -                     | 0,01                        | 60                     | 0,24                 |
| metamitron (H)                  | 302        | 68 (*32)                  | 6                        | 23%                   | 2,0%                  | 0,01                        | 1                      | 8                    |
| metazaklor (H)                  | 302        | 107 (*82)                 | 9                        | 35%                   | 3,0%                  | 0,005                       | 0,2                    | 0,93                 |
| BH 479-4 (N)                    | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 10                     | -                    |
| metribuzin (H)                  | 302        | 32 (*24)                  | 7                        | 11%                   | 2,3%                  | 0,008                       | 0,2                    | 0,8                  |
| metsulfuronmetyl (H)            | 212        | 4 (*3)                    | 4                        | 1,9%                  | 1,9%                  | 0,005                       | 0,003                  | 0,042                |
| pendimetalin (H)                | 302        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,01                        | 0,1                    | -                    |
| penkonazol (F)                  | 103        | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,7                    | -                    |
| pirimikarb (I)                  | 302        | 65 (*44)                  | 4                        | 22%                   | 1,3%                  | 0,003                       | 0,06                   | 0,2                  |
| propamokarb (F)                 | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 90                     | -                    |
| propikonazol (F)                | 302        | 44 (*32)                  | -                        | 15%                   | -                     | 0,01                        | 7                      | 0,6                  |
| propyzamid (H)                  | 302        | 3 (*3)                    | -                        | 1,0%                  | -                     | 0,01                        | 10                     | -                    |
| prosulfokarb (H)                | 302        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,01                        | 0,9                    | -                    |
| pyrimetanyl (F)                 | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 30                     | -                    |
| rimsulfuron (H)                 | 212        | 1                         | 1                        | 0,5%                  | 0,5%                  | 0,005                       | 0,01                   | 0,05                 |
| spiroxamin (F)                  | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,03                   | -                    |
| sulfosulfuron (H)               | 113        | 14 (*8)                   | 4                        | 12%                   | 3,5%                  | 0,005                       | 0,05                   | 0,2                  |
| tau-fluvalinat (I)              | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,0002                 | -                    |
| terbutylazin (H)                | 302        | 168 (*69)                 | 97                       | 56%                   | 32%                   | 0,004                       | 0,02                   | 1                    |
| tifensulfuronmetyl (H)          | 209        | 12 (*9)                   | 3                        | 5,7%                  | 1,4%                  | 0,005                       | 0,01                   | 0,21                 |
| tiodikarb (I)                   | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,3                    | -                    |
| metomyl (N)                     | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,02                   | -                    |
| tiofanatmetyl (F)               | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 10                     | -                    |
| Karbendazim <sup>f</sup> (N, F) | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,1                    | -                    |
| tolklofosmetyl (F)              | 302        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,005                       | 1                      | -                    |
| tolyfluanid (F)                 | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,2                    | -                    |
| DMST (N)                        | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 300                    | -                    |
| triazamat (I)                   | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                           | 0,1                    | -                    |

| Substans                      | Antal prov | Antal fynd $\geq$ det.gr. | Antal fynd $\geq$ riktv. | Fyndfr. $\geq$ det.gr | Fyndfr $\geq$ riktv. | Lägsta det.gr. ( $\mu\text{g/l}$ ) | Riktvärde ( $\mu\text{g/l}$ ) | Maxhalt ( $\mu\text{g/l}$ ) |
|-------------------------------|------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------|----------------------|------------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| metabolite II (N)             | -          | -                         | -                        | -                     | -                    | -                                  | 0,3                           | -                           |
| tribenuronmetyl (H)           | 209        | 17 (*10)                  | 3                        | 8,1%                  | 1,4%                 | 0,005                              | 0,04                          | 0,16                        |
| triflusulfuronmetyl (H)       | -          | -                         | -                        | -                     | -                    | -                                  | 0,03                          | -                           |
| triazinamin (N)               | -          | -                         | -                        | -                     | -                    | -                                  | 70                            | -                           |
| triklorfon (I)                | -          | -                         | -                        | -                     | -                    | -                                  | 0,0006                        | -                           |
| diklorvos <sup>g</sup> (N, I) | -          | -                         | -                        | -                     | -                    | -                                  | 0,00003                       | -                           |
| trinexapak-etyl (TV)          | -          | -                         | -                        | -                     | -                    | -                                  | 2                             | -                           |
| trinexapak-syra (N)           | -          | -                         | -                        | -                     | -                    | -                                  | 3                             | -                           |
| tritikonazol (F)              | -          | -                         | -                        | -                     | -                    | -                                  | 1                             | -                           |

<sup>o</sup> F = Fungicid (svampmedel); H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel);

N = Nedbrytningsprodukt; TV = Tillväxtreglerare.

<sup>a</sup>Betacyflutrin – Riktvärdet gäller betacyflutrin, men sökningen gäller både betacyflutrin och cyflutrin.

<sup>b</sup>Diklorprop – P – Riktvärdet gäller diklorprop-P, men vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller diklorprop (inkl. diklorprop-P).

<sup>c</sup>Fenoxaprop-P-etyl – Riktvärdet gäller fenoxaprop-P-etyl men analyserna omfattar endast syran av fenoxaprop-P.

<sup>d</sup>Mekoprop – Riktvärdet gäller både mekoprop och mekoprop-P, vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller mekoprop (inkl. mekoprop-P).

<sup>e</sup>Metalaxyl – Riktvärdet gäller både metalaxyl och metalaxyl-M, vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller metalaxyl (inkl. metalaxyl-M).

<sup>f</sup>Karbendazim är en nedbrytningsprodukt till tiofanatmetyl, men var också registrerad som aktiv substans i svampmedel i Sverige t.o.m. 1998.

<sup>g</sup>Diklorvos är en nedbrytningsprodukt till triklorfon, men var också registrerad som aktiv substans i insektsmedel i Sverige t.o.m. 1990.

### BILAGA 3.

**Tabell 22.** Sammanställning av analysresultat från den generella databasen. Substanser är alfabetiskt ordnade men nedbrytningsprodukter har tagits in under respektive modersubstans i den mån de förekommer. Sammanställningen är baserad på de 102 substanser vars riktvärden var framtagna av KemI vid datum 2004-12-14. I tabellen redovisas fynd i antal (inklusive spårvärden) och frekvens samt fynd över riktvärdet (större än, eller lika med riktvärdet) uttryckt i antal och i frekvens. Antalet spårvärden, dvs. de fynd som ligger över detektionsgränsen men under bestämningsgränsen redovisas inom parantes med en asterixmarkering (\*). Detektionsgränsen (det.gr.) kan variera något mellan analysomgångarna och den lägsta redovisas i tabellen. Den högsta uppmätta halten (maxhalt) redovisas för de substanser där fynd större än eller lika med bestämningsgränsen påträffats

| Substans                           | Antal prov | Antal fynd ≥ det.gr. | Antal fynd ≥ riktv. | Fyndfr. ≥det.gr | Fyndfr. ≥riktv. | Lägsta det.gr. (µg/l) | Riktvärde (µg/l) | Maxhalt (µg/l) |
|------------------------------------|------------|----------------------|---------------------|-----------------|-----------------|-----------------------|------------------|----------------|
| aklonifen (H)                      | 132        | 6                    | 1                   | 4,5%            | 0,8%            | 0,05                  | 0,2              | 0,2            |
| alfacypermetrin (I)                | 74         | -                    | -                   | -               | -               | 0,1                   | 0,001            | -              |
| amidosulfuron (H)                  | 86         | 1                    | -                   | 1,2%            | -               | 0,04                  | 0,2              | 0,16           |
| azinfosmetyl (I)                   | 1126       | -                    | -                   | -               | -               | 0,05                  | 0,002            | -              |
| azoxystrobin (F)                   | 132        | 19 (*14)             | -                   | 14%             | -               | 0,05                  | 0,9              | 0,3            |
| bentazon (H)                       | 2084       | 638 (*29)            | 1                   | 31%             | 0,05%           | 0,01                  | 40               | 80             |
| beta-cyflutrin <sup>a</sup> (I)    | 507        | -                    | -                   | -               | -               | 0,05                  | 0,0001           | -              |
| bitertanol (F)                     | 833        | -                    | -                   | -               | -               | 0,05                  | 0,3              | -              |
| cinidonetyl (H)                    | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 0,7              | -              |
| cyanazin (H)                       | 1485       | 59 (*5)              | 31                  | 4,0%            | 2,1%            | 0,01                  | 0,2              | 3,5            |
| cyazofamid (F)                     | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 1                | -              |
| cypermetrin (I)                    | 1126       | -                    | -                   | -               | -               | 0,05                  | 0,0002           | -              |
| cypridonil (F)                     | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 0,2              | -              |
| deltametrin (I)                    | 1126       | -                    | -                   | -               | -               | 0,05                  | 0,0002           | -              |
| diazinon (I)                       | 1129       | -                    | -                   | -               | -               | 0,02                  | 0,002            | -              |
| difenokonazol (F)                  | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 0,02             | -              |
| diflubensuron (I)                  | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 0,004            | -              |
| diflufenican (H)                   | 132        | 2 (*1)               | -                   | 1,5%            | -               | 0,04                  | 10               | 0,04           |
| diklorprop-P <sup>b</sup> (H)      | 2213       | 410 (*49)            | 10                  | 19%             | 0,5%            | 0,005                 | 10               | 230            |
| dikvat (H)                         | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 0,2              | -              |
| dimetoat (I)                       | 1411       | 5 (*2)               | -                   | 0,4%            | -               | 0,01                  | 0,8              | 0,1            |
| dimetomorf (F)                     | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 2                | -              |
| esfenvalerat (I)                   | 78         | -                    | -                   | -               | -               | 0,01                  | 0,0001           | -              |
| etofumesat (H)                     | 383        | 38 (*22)             | -                   | 9,9%            | -               | 0,01                  | 30               | 0,3            |
| fenhexamid (F)                     | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 10               | -              |
| fenitroton (I)                     | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 0,009            | -              |
| fenmedifam (H)                     | 473        | 1                    | -                   | 0,2%            | -               | 0,01                  | 2                | 1              |
| MHPC (N)                           | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 10               | -              |
| fenoxaprop-P-etyl <sup>c</sup> (H) | 184        | -                    | -                   | -               | -               | 0,01                  | 2                | -              |
| fenpropidin (F)                    | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 0,02             | -              |
| fenpropimorf (F)                   | 1125       | 7 (*2)               | 5                   | 0,6%            | 0,4%            | 0,01                  | 0,02             | 0,1            |
| florasulam (H)                     | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 0,01             | -              |
| fluazinam (F)                      | 3          | -                    | -                   | -               | -               | 0,05                  | 0,4              | -              |
| flupyr-sulfuronmetyl(H)            | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 0,05             | -              |
| fluroxipyr (meptyl) (H)            | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 20               | -              |
| fluroxipyr (syra) (N)              | 800        | 91 (*39)             | -                   | 11%             | -               | 0,01                  | 100              | 2              |
| flurtamon (H)                      | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 0,1              | -              |
| foxim (I)                          | 127        | -                    | -                   | -               | -               | 0,05                  | 0,0004           | -              |
| glufosinatammonium(H)              | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 10               | -              |
| MPP (N)                            | -          | -                    | -                   | -               | -               | -                     | 200              | -              |
| glyfosat (H)                       | 215        | 139 (*48)            | 1                   | 65%             | 0,5%            | 0,01                  | 10               | 13             |

| Substans                        | Antal prov | Antal fynd $\geq$ det.gr. | Antal fynd $\geq$ riktv. | Fyndfr. $\geq$ det.gr | Fyndfr. $\geq$ riktv. | Lägsta det.gr. ( $\mu\text{g/l}$ ) | Riktvärde ( $\mu\text{g/l}$ ) | Maxhalt ( $\mu\text{g/l}$ ) |
|---------------------------------|------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| AMPA (N)                        | 210        | 79 (*30)                  | -                        | 38%                   | -                     | 0,01                               | 500                           | 3                           |
| imazalil (F)                    | 647        | 1 (*1)                    | -                        | 0,2%                  | -                     | 0,05                               | 5                             | -                           |
| iprodion (F)                    | 618        | 5                         | 5                        | 0,8%                  | 0,8%                  | 0,05                               | 0,2                           | 3,6                         |
| (RP 30228) (N)                  | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 5                             | -                           |
| isoproturon (H)                 | 804        | 95 (*23)                  | 9                        | 12%                   | 1,1%                  | 0,01                               | 0,3                           | 1                           |
| isoxaben (H)                    | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,7                           | -                           |
| karbendazim (F)                 | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,1                           | -                           |
| karbosulfan (I)                 | 552        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,5                                | 0,01                          | -                           |
| karbofuran (N)                  | 902        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,05                               | 0,3                           | -                           |
| karboxin (F)                    | 470        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,05                               | 3                             | -                           |
| karfentrazonetyl (H)            | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,06                          | -                           |
| kloropropionsyra (N)            | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,8                           | -                           |
| cinnamidsyra (N)                | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,04                          | -                           |
| kletodim (H)                    | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 10                            | -                           |
| klopyralid (H)                  | 1699       | 60(*23)                   | -                        | 3,5%                  | -                     | 0,02                               | 50                            | 7                           |
| kloridazon (H)                  | 171        | 2                         | -                        | 1,2%                  | -                     | 0,05                               | 3                             | 0,2                         |
| kresoximmetyl (F)               | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,1                           | -                           |
| kvinmerak (H)                   | 214        | 1                         | -                        | 0,5%                  | -                     | 0,007                              | 100                           | 0,07                        |
| lambda-cyhalotrin (I)           | 58         | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,05                               | 0,006                         | -                           |
| malation (I)                    | 1160       | 1                         | 1                        | 0,09%                 | 0,09%                 | 0,02                               | 0,005                         | 0,1                         |
| mankozeb (F)                    | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,2                           | -                           |
| ETU (N)                         | 86         | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,1                                | 40                            | -                           |
| MCPA (H)                        | 2229       | 603 (*43)                 | 7                        | 27%                   | 0,3%                  | 0,008                              | 10                            | 100                         |
| mekoprop <sup>d</sup> (H)       | 2220       | 399 (*43)                 | 2                        | 18%                   | 0,1%                  | 0,005                              | 20                            | 23                          |
| metabenstiazuron (H)            | 595        | 1 (*1)                    | -                        | -                     | 0,2%                  | 0,05                               | 1                             | -                           |
| metalaxyl <sup>e</sup> (F)      | 1263       | 7                         | -                        | 0,6%                  | -                     | 0,01                               | 60                            | 1,3                         |
| metamitron (H)                  | 626        | 17 (*3)                   | 3                        | 2,7%                  | 0,5%                  | 0,01                               | 1                             | 20                          |
| metazaklor (H)                  | 1489       | 69 (*15)                  | 36                       | 4,6%                  | 2,4%                  | 0,01                               | 0,2                           | 7                           |
| BH 479-4 (N)                    | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 10                            | -                           |
| metribuzin (H)                  | 1392       | 21 (*4)                   | 10                       | 1,5%                  | 0,7%                  | 0,01                               | 0,2                           | 5                           |
| metsulfuronmetyl (H)            | 220        | 1                         | 1                        | 0,5%                  | 0,5%                  | 0,05                               | 0,003                         | 0,11                        |
| pendimetalin (H)                | 407        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,01                               | 0,1                           | -                           |
| penkonazol (F)                  | 756        | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,05                               | 0,7                           | -                           |
| pirimikarb (I)                  | 1379       | 31 (*7)                   | 17                       | 2,2%                  | 1,2%                  | 0,01                               | 0,06                          | 1,2                         |
| propamokarb (F)                 | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 90                            | -                           |
| propikonazol (F)                | 1228       | 12 (*6)                   | -                        | 1%                    | -                     | 0,01                               | 7                             | 1                           |
| propyzamid (H)                  | 1134       | 1                         | -                        | 0,09%                 | -                     | 0,05                               | 10                            | 0,07                        |
| prosulfokarb (H)                | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,9                           | -                           |
| pyrimetamil (F)                 | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 30                            | -                           |
| rimsulfuron (H)                 | 89         | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,02                               | 0,01                          | -                           |
| spiroxamin (F)                  | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,03                          | -                           |
| sulfosulfuron (H)               | 86         | 1                         | 1                        | 1,2%                  | 1,2%                  | 0,02                               | 0,05                          | 0,13                        |
| tau-fluvalinat (I)              | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,0002                        | -                           |
| terbutylazin (H)                | 1634       | 127 (*31)                 | 95                       | 7,8%                  | 5,8%                  | 0,007                              | 0,02                          | 20                          |
| tifensulfuronmetyl (H)          | 195        | 6 (*1)                    | 6                        | 3,1%                  | 3,1%                  | 0,01                               | 0,01                          | 0,15                        |
| tiodikarb (I/M)                 | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,3                           | -                           |
| metomyl (N)                     | 1          | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,05                               | 0,02                          | -                           |
| tiofanatmetyl (F)               | 1          | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,4                                | 10                            | -                           |
| karbendazim <sup>f</sup> (N, F) | 15         | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,1                                | 0,1                           | -                           |
| tolklofosmetyl (F)              | 239        | 1 (*1)                    | -                        | 0,4%                  | -                     | 0,03                               | 1                             | -                           |
| tolyfluanid (F)                 | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,2                           | -                           |



| Substans                      | Antal prov | Antal fynd $\geq$ det.gr. | Antal fynd $\geq$ riktv. | Fyndfr. $\geq$ det.gr | Fyndfr. $\geq$ riktv. | Lägsta det.gr. ( $\mu\text{g/l}$ ) | Riktvärde ( $\mu\text{g/l}$ ) | Maxhalt ( $\mu\text{g/l}$ ) |
|-------------------------------|------------|---------------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| DMST (N)                      | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 300                           | -                           |
| triazamat (I)                 | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,1                           | -                           |
| metabolite II (N)             | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,3                           | -                           |
| tribenuronmetyl (H)           | 191        | 2 (*1)                    | 1                        | 1,0%                  | 0,5%                  | 0,5                                | 0,04                          | 0,04                        |
| triflusulfuronmetyl (H)       | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 0,03                          | -                           |
| triazinamin (N)               | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 70                            | -                           |
| triklorfon (I)                | 9          | -                         | -                        | -                     | -                     | 0,05                               | 0,0006                        | -                           |
| diklorvos <sup>g</sup> (N, I) | 549        | 2                         | 2                        | 0,4%                  | 0,4%                  | 0,02                               | 0,00003                       | 0,3                         |
| trinexapak-etyl (TV)          | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 2                             | -                           |
| trinexapak-syra (N)           | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 3                             | -                           |
| tritikonazol (F)              | -          | -                         | -                        | -                     | -                     | -                                  | 1                             | -                           |

<sup>o</sup> F = Fungicid (svampmedel); H = Herbicid (ogräsmedel); I = Insekticid (insektsmedel);

N = Nedbrytningsprodukt; TV = Tillväxtreglerare.

<sup>a</sup>Betacyflutrin – Riktvärdet gäller betacyflutrin, men sökningen gäller både betacyflutrin och cyflutrin.

<sup>b</sup>Diklorprop – P – Riktvärdet gäller diklorprop-P, men vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller diklorprop (inkl. diklorprop-P).

<sup>c</sup>Fenoxaprop-P-etyl – Riktvärdet gäller fenoxaprop-P-etyl men analyserna omfattar endast syran av fenoxaprop-P.

<sup>d</sup>Mekoprop – Riktvärdet gäller både mekoprop och mekoprop-P, vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller mekoprop (inkl. mekoprop-P).

<sup>e</sup>Metalaxyl – Riktvärdet gäller både metalaxyl och metalaxyl-M, vid analysen särskiljs dock inte olika isomerer utan resultatet gäller metalaxyl (inkl. metalaxyl-M).

<sup>f</sup>Karbendazim är en nedbrytningsprodukt till tiofanatmetyl, men var också registrerad som aktiv substans i svampmedel i Sverige t.o.m. 1998.

<sup>g</sup>Diklorvos är en nedbrytningsprodukt till triklorfon, men var också registrerad som aktiv substans i insektsmedel i Sverige t.o.m. 1990.

---

Distribution:

Pris: 50:- (exkl. moms)

Sveriges lantbruksuniversitet  
Avdelningen för vattenvårdslära  
Box 7072

750 07 Uppsala

Tel 018-67 24 60

Fax 018-67 34 30

SWEDEN

Web: <http://www.mv.slu.se/vv>

---