



Danish Ministry of the Environment
Environmental Protection Agency

Economic impact assessment of technical measures for managing the environmental requirements of the water framework directive for high-priority substances from contaminated soil

Environmental Project No. 1423, 2012

Title:

Economic impact assessment of technical measures for managing the environmental requirements of the water framework directive for high-priority substances from contaminated soil

Authors & contributors:

Christina van Breugel, Tage Vikjær Bote, Victor Hug, Rikke Skaun Hoffmann
COWI

Publisher:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

Year:

2012

ISBN no.

978-87-92903-13-6

Disclaimer:

The Danish Environmental Protection Agency will, when opportunity offers, publish reports and contributions relating to environmental research and development projects financed via the Danish EPA. Please note that publication does not signify that the contents of the reports necessarily reflect the views of the Danish EPA. The reports are, however, published because the Danish EPA finds that the studies represent a valuable contribution to the debate on environmental policy in Denmark.

May be quoted provided the source is acknowledged.

Content

1	INTRODUCTION	5
1.1	BACKGROUND	5
1.2	SCOPE OF THE STUDY	6
2	METHOD	7
2.1	METHOD FOR ESTIMATING THE NUMBER OF SITES AT RISK	7
2.2	ECONOMIC METHOD	7
2.2.1	<i>Time perspective</i>	8
2.2.2	<i>Discounting</i>	8
2.2.3	<i>Welfare versus budgetary costs</i>	8
2.2.4	<i>Double counting</i>	8
2.2.5	<i>Scenarios</i>	9
2.2.6	<i>Economic value of benefits</i>	9
3	OVERVIEW OF THE SITES AT RISK	13
3.1	UPDATED ESTIMATES OF SITE AT RISK	15
3.1.1	<i>HCH/lindane</i>	15
3.1.2	<i>Nonylphenol and octylphenol</i>	16
3.1.3	<i>Tributyltin</i>	16
3.1.4	<i>Trichlorobenzene</i>	17
3.1.5	<i>Trichloromethane</i>	17
3.1.6	<i>Pentachlorophenol</i>	18
3.1.7	<i>Overview of revised estimates</i>	19
4	ESTIMATION OF COSTS	21
4.1	ESTIMATION OF THE COST OF INVESTIGATING SITES AT RISK	21
4.1.1	<i>Scenario 1</i>	21
4.1.2	<i>Scenario 2</i>	21
4.2	ESTIMATION OF THE COST RELATED TO MITIGATING MEASURES	22
4.3	STRENGTHS AND WEAKNESSES OF SCENARIOS	23
5	CONCLUSIONS	25
5.1	SCENARIO 1	25
5.2	SCENARIO 2	25
	BILAGSRAPPORT INDHOLD	27

1 Introduction

1.1 Background

The Danish Environmental Protection Agency (Miljøstyrelsen) has commissioned COWI to carry out the project "Økonomisk konsekvensanalyse af tekniske tiltag til håndtering af vandrammedirektivets miljøkvalitetskrav for prioriterede stoffer fra jordforurening" ("Analysis of the economic consequences of the technical environmental requirements of the water framework directive regarding prioritised substances").

The WFD (Water Framework Directive) sets requirements for achieving good ecological status of all water bodies at the latest by 2027 and the WFD sets limit values for a number of prioritised substances. The Danish legislation and policy on contaminated soil has traditionally focused on contamination that affects ground water quality and on sensitive land use (sites used for playgrounds, day care for children and gardens). Focus has not been on contaminated sites as sources of surface water contamination. Hence, historically surface water quality has not been a prioritised area in the Danish regulation of soil contamination.

In 2007, the Danish Environmental Protection Agency commissioned COWI to investigate to which extent contaminated soil sites may have a negative impact on the quality of water bodies.¹ The focus of the study was on sites contaminated with the priority substances of the WFD. The estimation of contaminated sites that may have an impact on the water quality of water bodies and where mitigation measures need to be established is based on the conclusions of this study. The present study is based on the findings of the above-mentioned study.

According to the polluter-pays-principle, which is incorporated in newer Danish environmental legislation, polluters are liable for remediation of any new contamination they cause. The study only covers old/existing contaminated sites. This is an important delimitation of the number of total contaminated sites to be considered in this study.

Another study conducted for the Environmental Protection Agency and the Danish regions investigated the cost of mitigation measures of major contaminated sites. Major contaminated sites are defined as sites where the total costs of site cleanup are estimated to exceed DKK 10 million². These major contaminated sites are not included in the present study. Together the above-mentioned study and the present study provide an estimation of the total costs of mitigating contamination of water bodies deriving from point sources at contaminated sites. The methods for calculation of costs differ significantly between the two studies and there is no information available of the share of the sites which courses a risk to the surface water in the study on the mayor sites. This implies that the costs identified in the two studies cannot be added up.

¹ COWI (2009): Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites. Environmental Project 1264, Environmental Protection Agency.

² MST (2007): Store jordforureningssager. Afrapportering fra den tekniske arbejdsgruppe

This project should be seen as the final part of the "Assessment of the impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the current regulation of contaminated sites" project as it also includes the identified sites at risk as well as the possible costs related to fulfilling the WFD regarding contaminated point sources.

This study is conducted in two phases. The purpose of phase 1 was to estimate the potential economic consequences of fulfilling the requirements of the WFD regarding historical point sources contaminated with the prioritised substances. Phase 1 was carried out in the period from December 2009 to May 2010. The scope of phase 2 was to further qualify these economic estimates. Phase 2 included in-depth analyses of the risks of contamination of surface water with prioritised substances, where the contamination originates from contaminated sites. Based on the in-depth analyses the economic consequences of fulfilling the WFD was further qualified.

The project included two workshops with environmental, risk, economic and technical experts from COWI and the Environmental Protection Agency to gather knowledge necessary to the project. The two workshops had the following participants:

Ole Kiilerich (Technical and environmental expert, Miljøstyrelsen)
Jan Tjeerd Boom (Environmental economist, Miljøstyrelsen)
Tage Vikjær Bote (Technical and environmental expert, COWI)
Rikke Skaun Hoffmann (Technical and environmental expert, COWI)
Dorte Glensvig (Risk assessment expert, COWI)
Jesper Kjølholt (WFD expert, COWI)
Christina van Breugel (Environmental economist, COWI)
Victor Hug (Environmental planner, COWI).

1.2 Scope of the study

The purpose of the study is to estimate the potential economic consequences of fulfilling the requirements of the WFD regarding historical point sources contaminated with the prioritised substances. The scope of the study is to assess the costs deriving from small sites. The economic consequences of the major sites have already been assessed in another context. Therefore, this assessment should be seen as a supplement to the existing assessment.

2 Method

2.1 Method for estimating the number of sites at risk

The identification of sites at risk of contaminating surface water with substances prioritised by the WFD is based upon the findings of the COWI report "Assessment of the impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the current regulation of contaminated sites". For each of the prioritised substances a critical review was conducted of the assumptions used in the above-mentioned report. The following methods were used in the review:

- The impact on surface waters was assessed based upon existing surface water quality data. The surface water quality was monitored as a part of the Danish water monitoring programmes NOVA and NOVANA. Where substances were not identified in the national programmes for water surface quality, the impact of the substances might be lower than initially assumed.
- The assumptions of the impact related to the dilution of substances were reviewed. Where the recipient is a water body with a high water exchange, the dilution of the contamination might be larger than initially assumed. In the "Assessment of the impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the current regulation of contaminated sites" an initial dilution factor of 10 is assumed, however further analysis has shown that in coastal areas a factor of 2000 should be applied, whereas for inland waters a dilution factor of 10 is appropriate.
- Location-specific conditions that are of importance to the impact of surface waters were reviewed. The impact of TBT on surface water bodies was qualified by assessing the sites based on location-specific conditions with respect to concentration of water contamination, and volume of the recipient.
- The number of sites identified as being contaminated with prioritised substances in previous studies is not subtracted from the number of sites identified as sites at risk in this report. This is because most of these substances have not been investigated and because only a limited number of sites have been investigated so far. Therefore, it was found that the evidence was insufficient to include this fact in the calculations.
- In case of substantial contamination and especially in contaminations caused by chemical production these seven substances (HCH/lindane, Nonylphenol and octylphenol, Tributyltin, Trichlorobenzene, Trichloromethane Pentachlorophenol) are not critical to the mitigation measures necessary.

2.2 Economic method

The overall method is based on the idea of using the estimation of the number of sites that need to be investigated and the number of sites where preventive measures need to be taken multiplied by a unit cost.

2.2.1 Time perspective

The time horizon is directly defined by the requirements of the WFD as good ecological status should be achieved at the latest by 2027. This means that measures should be taken in the next 10 to 15 years in order to become fully effective by 2027. However, to simplify the calculation, costs and benefits have been split on all 17 years.

2.2.2 Discounting

Discounting is used to translate future costs and benefits into present value. As recommended by the Danish Ministry of Finance, a discount rate of 5 per cent will be used.

2.2.3 Welfare versus budgetary costs

Budgetary costs are the direct expenses needed to fulfil the requirements of the WFD. As investigation and mitigation of old/existing contaminated sites in Denmark are exclusively a public cost, the budgetary costs should be adjusted to express the welfare costs to society. This is done by adjusting the budgetary costs with the net tax factor and the fiscal distortion loss. When making a cost-benefit analysis, the welfare costs should be included.

2.2.3.1 Net tax factor

The net tax factor reflects the relationship between consumer and factor costs. The net tax factor gives an approximation of the relationship between the value of the production of goods from the points of view of the consumers and the producers respectively. It is calculated as the difference between the gross national income (GNI) and gross national product (GNP). The net tax factor is set to 1.17.³

2.2.3.2 Fiscal distortion loss

The fiscal distortion loss is a term that describes the welfare loss that society suffers from financing public costs through tax revenue. Financing public costs through taxes is not cost neutral as taxes often entail a distortion of economic activities, e.g. through changing the labour supply. If it is assumed that the public sector finances all contamination identification activities and mitigation measures through taxes, the fiscal distortion loss should be considered.

The marginal social costs related to the fiscal distortion loss have been estimated by the Danish Ministry of Finance and are set to 20 per cent. This figure is used for calculations of the fiscal distortion loss.

2.2.4 Double counting

Some of the prioritised substances, such as nonylphenol and octylphenol, occur at the same production sites, and hence contamination of water bodies derives from the same point sources. The cost differences for investigation and mitigation measures applied at the same site for one or more prioritised substances are insignificant. To avoid double counting, production sites where more than one prioritised substance has been used are only included once in the calculations.

³ Møller et al. (2000): Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.

2.2.5 Scenarios

In the study, two possible scenarios are investigated:

- Scenario 1 includes a screening of all sites where activities have or may have contaminated the site. This screening is based on a desk study including existing historical data. The sites where there are grounds for suspecting that the site may be contaminated are classified as V1 sites⁴. The V1 classified sites are further investigated in order to identify whether the sites are contaminated. The investigation of the sites is based on sampling of soil and surface water quality and stakeholder interviews. Sites known to be contaminated are classified as V2 sites⁵. For all V2 sites, site-specific investigations are made to identify and delineate the spread of contamination and the impact on the recipient.
- In scenario 2, a qualified selection of contaminated sites is made. Only sites where there is a high risk that contamination from the site exceeds EQS⁶ of water recipients are included. The selection is made based on GIS data, including the proximity of water bodies and geological characteristics of the soil. The selection of sites is based on assumptions about source strength of the pollution, dilution and decomposition during transport to the surface water and the additionally delution of the salty recipient. Based on these data, it is possible to reduce the number of potentially contaminated sites affecting surface water quality significantly. These sites are investigated for potential contamination and classified according to V1 and V2, and for V2 sites site-specific investigations are conducted.

2.2.6 Economic value of benefits

Reducing pollution of water bodies originating from contaminated soil will increase biodiversity of the water body. The benefits arising from such increased biological diversity will constitute an economic value due to wider options for the use of the water body. This includes commercial exploitation of the resources (for instance fishing industry) or recreational use (such as experiences of nature, bathing, angling). A high level of biodiversity may also constitute a value to people although they do not personally use or exploit it. There is one study by DMU dealing with the economic value of the isolated benefits arising from high ecological status of water bodies, however the results does not allow to asses the value of managing different sources of water pollution.

In 2009 Aqua Money⁷ has published valuation study of the value of improving the ecological status of Odense river basin. The valuations have been conducted with as well a contingent valuation (CV) and a choice experiment (CE). Both of the studies estimated the price of improving the whole basin or just partly. The estimates range from the CV range from 323 DKK to 479 DKK per household per year for the partly and the full improvement. The CE resulted in a willingness to pay of 1053 DKK for a good ecological status and 1430 DKK obtaining vary good ecologic status.

⁴ The term V1 has traditionally been used for mapping contaminated sites in Denmark. V1 is an abbreviation for "Vidensniveau 1" (information level 1).

⁵ In Denmark, the term V2 is used to map sites that have been proven to be contaminated. V2 is an abbreviation for "Vidensniveau 2" (information level 2).

⁶ EQS Environmental Quality Standards

⁷ Aqua Money, Hasler et al. "Denmark Assessing economic benefits of good ecological status under the EU water framework directive. Testing practical guidelines in Odense river basin", 2009

Further in 2005, the Danish National Forest and Landscape Agency investigated the value of possible nature restoration measures in Store Åmose - a marsh located on Zealand. A number of Danes were asked about their willingness to pay for the restoration of the marsh. The estimated benefit to the Danish population from high biological diversity in Store Åmose was estimated to DKK 3.7 billion annually, and the willingness to pay for biological diversity was DKK 543 per person per year. There are considerable uncertainties related to these figures, primarily as many people overestimate their willingness to pay for nature conservation in surveys. The study found that although respondents were willing to pay for nature restoration, there was a negative willingness to pay for visiting the location. The estimated value of benefits from nature restoration can be seen as the Danish population's willingness to pay for biological diversity in general and not for Store Åmose in particular.⁸

The results from the two studies identify a willingness to pay in the population of an improved water environment. As the results vary it has been chosen only to present them here and not include them further in the analysis.

It is assumed that the health impacts arising from soil contamination causing surface water pollution are limited, as soil contamination is a minor pollution source of water quality degradation. Health-related benefits are therefore not included in this analysis.

2.2.6.1 Unit cost for investigation

As mentioned in section 2.2.5, this study applies two different scenarios, each with its own investigative strategy. The scenarios are based on the traditional work frame used in Denmark tracing contaminated sites in relation to the risk of groundwater pollution and land use conflicts. The work frame is divided into three steps.

First, a screening is made based on existing historical data. Experience from a large number of studies shows that the costs of a historical study are about DKK 3-30,000 per site with an average cost of approximately DKK 8,000 per site, depending on the quality of the study and the number of sites included in the study. Sites having a potential impact on the water body are further examined through field investigations. The costs of an investigation are approximately DKK 50-200,000 per site with an average of about DKK 100,000 per site, depending on the quality of the investigation and the number of sites included in the investigation pool.

Additional investigations are carried out at sites with a high, potential risk of impact on the water body. The costs of an investigation are about DKK 150-500,000 per site with an average of about DKK 250,000 per site, depending on the size of the site and the quality of the investigation.

⁸ DMU (2005): Værdisætning af naturgenopretning og bevarelse af fortidsminder i Store Åmose i Vestsjælland. Skov- & Naturstyrelsen

Table 2-1 Unit cost of investigations

Substances that pose a potential risk of exceeding the EQS in surface water	Price/cost (DKK pr. site)
V1	8,000
V2	100,000
Site specific investigations	250,000

2.2.6.2 Unit cost of mitigation measure

The cost of remediation actions depends of the size of the site but mostly on the remediation action plan, e.g. the technology used and stop criteria/remediation goal. The pricing of necessary investigations and remedial action is based on the assumption that the goal of the measures is to prevent pollution spread to the surface and not to remove pollution completely. Therefore, the costs are lower (50% to 70%) than for similar actions taken to prevent groundwater pollution. The variation in pricing of individual actions is due to a general assessment of site size and complexity, and an assessment of possible remedial actions.

Table 2-2 Unit cost mitigations measures

Substances that pose a potential risk of exceeding the EQS in surface water	Remediation action	Price/cost (most likely) (DKK mill. pr. site)	Min. (DKK million per site)	Max. (DKK million per site)
HCH/lindane	Larger sites.	5.0	2.0	20.0
	Smaller sites	1.0	0.5	5.0
Nonylphenol	Sites are similar to the sites for octylphenol	1.5	0.8	5.0
Octylphenol	Smaller sites	1.5	0.8	5.0
Tribultyltin and compounds	Large sites	2.0	0.5	20.0
Trichlorobenzene	Smaller sites	0.8	0.5	2.0
Trichloromethane	Smaller sites	1.5	0.8	5.0
Pentachlorophenol	Smaller sites	1.5	0.8	5.0

3 Overview of the sites at risk

The report "Assessment of the impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the current regulation of contaminated sites" identifies which of the prioritised substances that have been used or produced in Denmark. The mobility of the substances was assessed based on the substance characteristics (chemical, physical, biological degradation, toxicity etc.). Seven substances which are moderately or highly mobile were singled out. Types of use and/or production were identified for each substance. Then, the number of sites belonging to each type was estimated based on existing knowledge.

The total number of sites estimated is almost 90,000. The most common types of sites concern horticulture, fruit farming, forest nursery, landscape gardening, municipal equipment storage and seed production where HCH/lindane was used.

Table 3-1 Number of sites where activities haven taken place using prioritised substances

Substances that pose a potential risk of exceeding the EQS in surface water	Type of point source	Number of sites
HCH/lindane	Chemical production of HCH/Lindane	2
	horticulture, fruit farming, forest nursery, landscape gardening, municipal equipment stores and seed production	74,000
Nonylphenol	Paint production sites	68
	Production sites for washing/cleaning agents	60
	Dry cleaners, washing shops etc. using washing and cleaning agents	200
Octylphenol	Paint production sites	68
	Production sites for washing/cleaning agents	60
	Dry cleaners, washing shops etc. using washing and cleaning agents	200
Tributyltin and compounds	Winter storage of yachts	121
	Shipbuilding yards	350
	PVC production	20
	Paint production sites	68
Trichlorobenzene	Solvent in chemical manufacturing, dyes and intermediates	?
	Component in synthetic transformer oil, lubricants, heat-transforming medium	300
	Pesticide production	4
Trichloromethane	Laboratories, R&D, testing	1,000
	Laboratories, hospitals	8,085
	Pharmacies	978
	Wholesale business with lab and hospital articles	4,795
Pentachlorophenol	Leather and textile tanneries	150
Total		90,133

Many of these sites are not contaminated at all. Further, many of them are not located near water bodies and are not expected to cause negative impacts on water bodies.

For each of the seven substances, the number of polluted sites located near a water body was estimated⁹. These sites are termed "sites at risk of exceeding the EQSs". The estimation was made based on assumptions about source strength of the pollution and dilution and decomposition during transport to the surface water combined with proximity of water bodies and geological characteristics of the soil.

In the next table, the number of relevant sites will be qualified to include only those that may have a negative impact on the water bodies.

⁹ COWI (2009): Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites. Environmental Project 1264, Environmental Protection Agency.

Table 3-2 Number of sites at risk

Substances that pose a potential risk of exceeding the EQS in surface water	Sites at risk of exceeding the EQSs	
	"smaller"	"larger"
HCH/lindane	270	1-2
Nonylphenol	1	
Octylphenol	2	
Tributyltin and compounds		10-15 paint production sites 121 winter storage places for yards 350 shipbuilding yards total: 486
Trichlorobenzene	23	
Trichloromethane	20	
Pentachlorophenol	2	

Because these estimates are based on general assumptions, further analysis of each substance has been made. In the following, a short description of how each substance has been treated is included.

3.1 Updated estimates of site at risk

In the following, the estimates from "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites" are updated according to the assumption presented in the chapter "Method". The revised estimates will be used as the input for the calculations of the cost of fulfilling the WFD regarding soil contamination.

3.1.1 HCH/lindane

In "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites"¹⁰, it is estimated that lindane will cause pollution of the groundwater at approximately 600 sites. Of these sites, it is estimated that approximately 270 sites pose a concern for fresh surface water bodies.

However, the source strength of the pollution on site is assessed to be of a lower value than presumed in "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites"¹¹. In conjunction with this, there has been no indication that lindane is present in groundwater, nor in fresh surface water¹². This leads us to assess that lindane in general does not cause reason for concern in fresh surface water bodies. However, it cannot be denied that, at single sites, lindane could influence surface water.

Of the production sites, it is especially from one (KVK), that there is a potential risk of influencing surface water with lindane. Potential contamination with lindane is likely to occur together with a number of other substances that have been

¹⁰ COWI (2009): Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites. Environmental Project 1264, Environmental Protection Agency.

¹¹ COWI (2009): Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites. Environmental Project 1264, Environmental Protection Agency.

¹² DMU (2008): Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 15. september 2008. Bilag til Programbeskrivelsen for NOVANA, del 3. Vandrammedirektivets prioriterede stoffer. Hvordan indgår de i overvågningen af overfladevand i den danske natur- og miljøovervågning.

GEUS (2010) Data from the Jupiter database 20-10-2010.

handled at the companies. Hence, lindane as a single substance will not be a controlling factor determining investigation and remediation, but merely one of many substances.

3.1.2 Nonylphenol and octylphenol

In "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites", it is estimated that octylphenol and/or nonylphenol will pose a concern for fresh surface water bodies at approximately two sites.

Nonylphenol is detected in both ground water and fresh surface water¹³. In conjunction with this, the experience from investigations is that nonylphenol often leads to groundwater pollution. Hence, it cannot be denied that some of the contaminated sites will pose a concern for fresh surface water bodies. The observed influence on surface waters is most likely caused by nonylphenol still being used in the industry. Hence, the surveillance programme for surface water cannot be used to indicate whether soil and groundwater contamination influences surface water bodies.

Octylphenol is not a part of the surveillance programme for neither ground water nor surface water¹⁴. Experience of whether this compound causes effects on groundwater and surface water is very limited. Contamination with octylphenol and nonylphenol usually occur simultaneously. Hence, the two substances are evaluated together.

3.1.3 Tributyltin

It was not possible to identify studies that include measurements of tributyltin (TBT) in soil and ground water. To assess the impact of TBT on port environments, a calculation example of TBT leaching from a winter storage site is given.

Using a limit value for the surface water body of 0.0002 mg/m³, leaching will pollute approximately 104,000 m³ water corresponding to approximately 0.69 times the water volume of the port basin. Water in a typical port basin is assumed exchanged between 50 and 100 times annually implying that the mean influence of leaching from the winter storage site is between 0.69 per cent and 1.38 per cent of the limited value for TBT for the entire port basin.

Accordingly, TBT in soil and groundwater contaminations is not assessed to pose a risk to surface water. Hence, it cannot be excluded that a few of the contaminated sites may cause TBT pollution of surface water bodies.

¹³ DMU (2008): Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 15. september 2008. Bilag til Programbeskrivelsen for NOVANA, del 3. Vandrammedirektivets prioriterede stoffer. Hvordan indgår de i overvågningen af overfladevand i den danske natur- og miljøovervågning.
GEUS (2010) Data from the Jupiter database 20-10-2010.

¹⁴ DMU (2008): Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 15. september 2008. Bilag til Programbeskrivelsen for NOVANA, del 3. Vandrammedirektivets prioriterede stoffer. Hvordan indgår de i overvågningen af overfladevand i den danske natur- og miljøovervågning.
GEUS (2010) Data from the Jupiter database 20-10-2010.

3.1.4 Trichlorobenzene

In "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites", it is estimated that trichlorobenzene (TCB) will pose a concern for fresh surface water bodies at approximately 23 sites.

The detection of TCB is not part of the surveillance programmes for surface water¹⁵, but the substance can be detected in the ground water¹⁶. In conjunction with this, the experience from investigations is that TCB often leads to groundwater pollution. Hence, it cannot be denied that some of the contaminated sites will pose a concern for fresh surface water bodies.

In the initial screening of the priority substances¹⁷, both dilution in the groundwater zone and initial dilution in a surface water body are included. In "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites", the initial dilution factor is chosen to be 10 for both fresh and marine surface waters. However, a closer study of the dilution in open coastal waters and fiords has shown that the dilution can be set at a factor of 2,000. The necessary dilution of the source strength to meet the quality requirements for surface water bodies is a factor of 10,000. The dilution in the groundwater zone combined with the dilution in marine surface water leads to the assessment that TCB contaminated sites do not cause reason for concern in marine surface water bodies. In "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites", it is estimated that coastal areas comprise approximately 1/3 of the area which is adjacent to surface waters. The previously mentioned approximately 23 sites are therefore reduced to approximately 15.

Potential contamination with TCB at the three production sites (KVK, Esbjerg Kemi og Cheminova) and associated disposal sites is likely to occur together with a number of other substances that were handled at the companies. Hence, TCB as a single substance will not be a controlling factor for determining investigations and remediation, but merely one of many substances.

3.1.5 Trichloromethane

In "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites", it is estimated that trichloromethane will pose a concern for fresh surface water bodies at approximately 20 sites.

Trichloromethane has been detected in both ground water and fresh surface water¹⁸. The impact on ground water is probably caused by soil and ground water

¹⁵ DMU (2008): Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 15. september 2008. Bilag til Programbeskrivelsen for NOVANA, del 3. Vandrammedirektivets prioriterede stoffer. Hvordan indgår de i overvågningen af overfladevand i den danske natur- og miljøovervågning.

¹⁶ GEUS (2010) Data from the Jupiter database 20-10-2010.

¹⁷ COWI (2009): "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites"

¹⁸ DMU (2008): Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 15. september 2008. Bilag til Programbeskrivelsen for NOVANA, del 3. Vandrammedirektivets prioriterede stoffer. Hvordan indgår de i overvågningen af overfladevand i den danske natur- og miljøovervågning.

GEUS (2010) Data from the Jupiter database 20-10-2010.

pollution. Hence, it cannot be denied that this pollution may lead to pollution of fresh surface water. The impact on fresh surface waters detected by the surveillance programmes is most likely caused by the fact that trichloromethane is still used and discharged from treatment plants. The surveillance programme for surface water cannot be used to indicate whether soil and groundwater pollution influences surface water.

The initial screening of priority substances¹⁹ was based on the fact that dilution occurs in the ground water zone and "initial dilution" occurs when ground water flows into the surface water. . In "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites", initial dilution is set at a factor of 10 for both fresh and marine waters. A closer study of the dilution in open coastal areas and fiords has shown that the initial dilution can be set at a factor of 2000. The necessary dilution of the source strength to meet the quality requirements for surface water bodies is a factor of 370. The dilution in the groundwater zone combined with the estimated dilution of ground water leads to the assessment that leaching of trichloromethane does not cause reason for concern in marine surface water bodies. In "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites", it is estimated that coastal areas comprise approximately. 1/3 of the area which is adjacent to surface waters. The previously mentioned approximately. 20 sites can therefore be reduced to approximately 13.

3.1.6 Pentachlorophenol

In "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites" it is estimated that pentachlorophenol will pose a concern for fresh surface water bodies at approximately two sites.

Pentachlorophenol is detected by the surveillance of both ground water and surface waters²⁰. The influence of ground water most likely stems from soil and groundwater pollution. Hence, it cannot be denied that the contaminated sites will pose a concern for fresh surface waters. The influence on surface waters detected by the surveillance programmes is most likely caused by the fact that pentachlorophenol is still used and discharged from treatment plants. The surveillance programme cannot be used to indicate whether soil and groundwater pollution influences surface water bodies.

The initial screening of priority substances²¹ was based on the fact that dilution occurs in the ground water zone and "initial dilution" occurs when ground water flows into the surface water.²² was based on. A closer study of dilution at open

¹⁹ COWI (2009): "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites" Environmental Project 1264, Environmental Protection Agency.

²⁰ DMU (2008): Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 15. september 2008. Bilag til Programbeskrivelsen for NOVANA, del 3. Vandrammedirektivets prioriterede stoffer. Hvordan indgår de i overvågningen af overfladevand i den danske natur- og miljøovervågning.

GEUS (2010) Data from the Jupiter database 20-10-2010.

²¹ COWI (2009): "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites" Environmental Project 1264, Environmental Protection Agency.

²² COWI (2009): "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites" Environmental Project 1264, Environmental Protection Agency.

coastal areas and fiords has shown that the initial dilution to marine waters can be raised compared with the assumption of "Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites". In the case of pentachlorophenol, however, this modification will not influence the number of sites at which pollution with pentachlorophenol may pose a concern for surface waters.

3.1.7 Overview of revised estimates

Based on the assumptions and considerations made above and as shown in the table below, revised estimates have been made. The updated estimates are used in the next chapter to estimate the potential costs of fulfilling the requirements of the WFD.

Table 3-3 Number of sites at risk

Substances that pose a potential risk of exceeding the EQS in surface water	Sites at risk of exceeding the EQSs	
	"smaller"	"larger"
HCH/lindane	0	0
Nonylphenol	2	0
Octylphenol	2	0
Tributyltin and compounds	0	0
Trichlorobenzene	15	0
Trichloromethane	13	0
Pentachlorophenol	2	0

4 Estimation of costs

4.1 Estimation of the cost of investigating sites at risk

From the around 90.000 contaminated sites the 15.640 have the possibility of posing a risk of contaminating surface water. This is because they are contaminated with substances that have been use in locations close to surface water or that the concentrations have been so high that it is likely that they will course contamination of surface waters. 32 locations of the 15.640 are posing a potential risk of contaminating surface water. In the following the calculation will use theses estimates as basis.

4.1.1 Scenario 1

Danish experiences of identification and handling of contaminated sites show that 1/3 of V1 classified sites are V2 classified sites. Only 10 per cent of the V2 classified sites have actually proven to be contaminated. For these 10 per cent, additional site-specific investigations are conducted and if necessary mitigation measures are taken. The number of sites by level of investigation in scenario 1 is based on the assumption that contamination by prioritised substances will follow the same distribution as mentioned above.

The investigation cost of scenario 1 is shown in the table below.

Table 4-1 Cost of investigation in scenario 1

Scenario 1	Number of sites	NPV Budgetary economic costs (DKK million in 2011)	NPV Welfare economic costs (DKK million in 2011)
Level of investigation			
V1	15,640	87	119
V2	5,213	363	497
Site-specific investigations	521	91	124
Total		541	741

This is equal to a yearly budgetary expense of DKK 31.8 million and an economic cost of DKK 43.6 million in the period from 2011 to 2027.

4.1.2 Scenario 2

Scenario 2 is based on the assumption that a qualified selection of contaminated sites can reduce the number of V1 classified sites by a factor of 9. The selection is made based on GIS data, including the proximity of water bodies and geological characteristics of the soil. The selection of sites is based on assumptions about source strength of the pollution and dilution and decomposition during transport to the surface water. In this way, it is possible to reduce the number of potentially contaminated sites affecting surface water quality significantly. In line with Danish experiences of identification and handling of contaminated sites mentioned above combined with the assumption of the delusion of the salty recipient, this means that

only 2/3 of these will be relevant for investigation. Further, according to Danish experiences of identification and handling of contaminated sites, 1/3 of the V1 classified sites will be classified as V2 sites. It is assumed that the total number of sites proven to be contaminated is equal to the number of sites found at risk of being contaminated.²³ This number of sites is closed to the 10 per cent of sites normally identified. Therefore, it seems reasonable to use these as estimates of the number of sites at risk of being contaminated.

The investigation cost of scenario 2 is shown in the table below.

Table 4-2 Costs of investigation in scenario 2

Scenario 2	Number of sites	NPV Budgetary economic costs (DKK million in 2011)	NPV Welfare economic costs (DKK million in 2011)
Level of investigation			
V1	1,159	6	9
V2	386	27	37
Site specific investigations	32	6	8
Total	1,766	39	53

This is equal to a yearly budgetary expense of DKK 2.3 million and an economic cost of DKK 3.1 million in the period from 2011 to 2027.

4.2 Estimation of the cost related to mitigating measures

The limited Danish experiences of the relationship between contaminated sites and surface water quality entails that it is unknown to what extent the risk sites identified actually have a negative impact on the surface water. Hence, there are major uncertainties about the magnitude of costs associated with mitigation measures needed at the contaminated sites. Therefore, costs are presented for 100 sites, 500 sites and all 32 risk sites.

The unit costs of applying mitigation measures on the contaminated sites vary significantly. Consequently, costs are given at intervals. The 'Most likely cost' is used in the calculations below. The costs considered as the 'most likely cost' are the average costs.

²³ COWI (2009): Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites. Environmental Project 1264, Environmental Protection Agency.

Table 4-3 Costs of mitigation measures for all 32 sites

Cost of mitigation measures	DKK million in 2011
Budgetary economic costs	NPV
Most likely cost	26
Min cost	15
Max cost	80
Welfare economic costs	
Most likely cost	36
Min cost	20
Max cost	110

Table 4-4 Costs of mitigation measures for 100 sites

Cost of mitigation measures	DKK million in 2011
Budgetary economic costs	NPV
Most likely cost with 100	82
Min cost with 100	46
Max cost with 100	250
Welfare economic costs	
Most likely cost with 100	112
Min cost with 100	63
Max cost with 100	343

Table 4-5 Costs of mitigation measures for 500 sites

Cost of mitigation measures	DKK million in 2011
Budgetary economic costs	NPV
Most likely cost with 500	408
Min cost with 500	230
Max cost with 500	1251
Welfare economic costs	
Most likely cost with 500	559
Min cost with 500	315
Max cost with 500	1714

4.3 Strengths and weaknesses of scenarios

The advantage of scenario 1 is that all sites contaminating water bodies by prioritised substances are identified allowing for the application of appropriate mitigation measures. The disadvantage of scenario 1 is the extra costs compared to scenarios 2 in terms of ensuring identification of all relevant contaminated sites, which would be disproportionate to the benefits.

The advantage of scenario 2 is that a qualified selection of sites for investigation is made. This limits the number of sites and hence the costs of V1, V2 and site-specific investigations respectively. The number of contaminated sites identified in scenario 1 are only expected to be slightly higher than in scenario 2. Scenario 2 thereby offers a considerably more cost-effective methodology than scenario 1. The disadvantage of scenario 2 compared to scenario 1 is that some contaminated sites may not be identified.

5 Conclusions

5.1 Scenario 1

Scenario 1 includes the costs of investigation of all potentially contaminated sites and application of mitigation measures on 32 sites. In the table below, the result of scenario 1 is presented.

Table 5-1 Results of scenario 1

NPV in million DKK	Budgetary costs	Welfare costs
Cost of investigation	541	741
Cost of mitigation measures (32)	26	36
Total costs	567	777

This is equal to a yearly budgetary expense of DKK 33.5 million and economic costs of DKK 45.7 million in the period from 2011 to 2027.

5.2 Scenario 2

Scenario 2 includes the costs of investigation of a qualified selection of sites and application of mitigation measures on 32 sites. In the table below, the result of scenario 2 is presented.

Table 5-2 Results of scenario 2

NPV in million DKK	Budgetary costs	Welfare costs
Cost of investigation	39	53
Cost of mitigation measures (32)	26	36
Total costs	65	89

This equals a yearly budgetary expense of DKK 3.8 million and economic costs of DKK 5.2 million in the period from 2011 to 2027.

Bilagsrapport

Indhold

INDLEDNING	31
VURDERING AF DE ENKELTE STOFFER	33
• VURDERING AF LINDAN (HCH)	33
• <i>Anvendelse af lindan (HCH)</i>	33
• <i>Kildestyrkekoncentration - Lindan</i>	33
• <i>Forekomst af lindan i grundvand og overfladevand</i>	34
• <i>Samlet vurdering af lokaliteter forurenede med lindan</i>	34
• VURDERING AF TRIMETYLBLY (TBT)	35
• <i>Anvendelse af TBT</i>	35
• <i>Konceptuel model for beregningerne af udsivning fra vinteroplagsplads</i>	36
• <i>Samlet vurdering af lokaliteter forurenede med TBT</i>	38
• VURDERING AF NONYLPHENOL OG OCTHYLPHENOL	39
• <i>Anvendelse af octylphenol og nonylphenol</i>	39
• <i>Kildestyrkekoncentration - Nonylphenol og octylphenol</i>	39
• <i>Forekomst af nonyl- og oktylphenoler i grundvand og overfladevand</i>	39
• <i>Samlet vurdering af lokaliteter forurenede med nonyl- og oktylphenoler</i>	40
• TRICHLORBENZEN (TCB)	40
• <i>Anvendelse af TCB</i>	40
• <i>Kildestyrkekoncentration - TCB</i>	41
• <i>Forekomst af TCB i grundvand og overfladevand</i>	41
• <i>Samlet vurdering af lokaliteter forurenede med TCB</i>	41
• TRICHLORMETAN (CHLOROFORM)	42
• <i>Anvendelse af trichlormetan</i>	42
• <i>Kildestyrkekoncentration - trichlormetan</i>	42
• <i>Forekomst af trichlormetan i grundvand og overfladevand</i>	42
• <i>Samlet vurdering af lokaliteter forurenede med trichlormetan</i>	43
• PENTACHLORPHENOL	43
• <i>Anvendelse af pentachlorphenol</i>	44
• <i>Kildestyrkekoncentration - pentachlorphenol</i>	44
• <i>Forekomst af pentachlorphenol i grundvand og overfladevand</i>	44
• <i>Samlet vurdering af lokaliteter forurenede med pentachlorphenol</i>	44
INITIALFORTYNDING	47
• INITIALFORTYNDING	47
• FERSKE RECIPIENTER	47
• <i>Vandløb</i>	47
• <i>Søer</i>	48
• MARINE RECIPIENTER	48
• <i>Åbne kyststrækninger</i>	48
• <i>Fjorde</i>	49
• <i>Fortyndingsfaktor</i>	51
VURDERING AF ANTAL LOKALITETER	53
REFERENCER	55

Indledning

Med udgangspunkt i Vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer har COWI for Miljøstyrelsen foretaget en screening af jord- og grundvandsforureninger med disse stoffer, og deres påvirkning af overfladevande (overfladerecipienter) /MST, 2009/.

Formålet med screeningen var at vurdere i hvor høj grad, der forekommer forureninger med de prioriterede stoffer, som udgør en risiko for påvirkning af overfladevand, og som ikke håndteres med den nuværende Jordforureningslov.

Ved screeningen blev der udpeget syv stoffer, som på en eller flere lokaliteter udgør en potentiel risiko for påvirkning af overfladevand, og som ikke eller kun i ringe omfang håndteres med den nuværende miljølovgivning. De syv stoffer er:

- Lindan (γ -HCH)
- Tributyltin (TBT)
- Nonylphenyl
- Octhylphenol
- Trichlorbenzen (TCB)
- Trichlormetan (chloroform)
- Pentachlorphenol

Screeningen blev foretaget med udgangspunkt i generelle betragtninger om forureningernes kildenstyrke, fysiskkemiske egenskaber, spredning i grundvandet samt fortynding i ved udsivning til overfladevandet.

Miljøstyrelsen har bedt COWI om, for hvert af de syv stoffer, at foretage en mere detaljeret vurdering af, antallet af lokaliteter, hvor disse stoffer udgør en potentiel risiko for overfladevand.

Nærværende notat er afrapporteringen af denne mere detaljerede vurdering. Notatet udgør baggrundsnotat til rapporten "Økonomiske konsekvensanalyse af tekniske tiltag til håndtering af vandrammedirektivets miljøkvalitetskrav for prioriterede stoffer fra jordforurening" udarbejdet af COWI i november 2010.

I lighed med screeningen er de detaljerede vurderingen baseres på statistiske vurderinger, og er således ikke en gennemgang af konkrete lokaliteter.

Vurdering af de enkelte stoffer

- Vurdering af lindan (HCH)

Vurderingerne af påvirkningen af overfladerecipienter med lindan (γ -HCH) baseres på erfaringstal fra miljøundersøgelser af sprøjtepladser o.l. samt fra monitorering af ferske overfladerecipienter og grundvand.

- **Anvendelse af lindan (HCH)**

Lindan er et pesticid, der har været vidt udbredt og anvendt i forbindelse med skovbrug, landbrug og planteskoler. Anvendelsen af lindan har foregået i en ca. 10-årig periode fra midten af 1980'erne til midten af 1990'erne.

I forbindelse med den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ blev det estimeret, at lindan tidligere har været anvendt på ca. 74.000 lokaliteter. Det blev desuden estimeret, at for ca. 600 af disse lokaliteter vil lindan have afstedkommet en forurening af grundvandet. Estimerne blev bl.a. baseret på /AVJ, 2002/, hvor lindan blev påvist i en grundvandsprøve på 1 ud af 125 undersøgte lokaliteter.

I Danmark har lindan været produceret hos Nordisk Alkali Biokemi A/S (NAB) og muligvis hos Kemisk Værk Køge (KVK).

- **Kildestyrkekoncentration - Lindan**

I forbindelse med den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ er der taget udgangspunkt i, at kildestyrken på de forurenede arealer er så kraftig, at det giver anledning til en forurening af det sekundære grundvand på 10% af opløseligheden af stoffet, hvilket for lindan er 780 $\mu\text{g/l}$. Kildestyrken er således ca. 40.000 gange grænseværdien på 0,02 $\mu\text{g/l}$.

For de to produktionssteder NAB og KVK vurderes det, at en eventuel punktkilde med lindan vil kunne være så kraftig, at ovennævnte kildestyrke vil kunne forekomme.

KVK er beliggende kystnært umiddelbart syd for Køge, mens NAB var beliggende i Tappenøje og ikke i umiddelbar nærhed af en overfladerecipient. Det er således kun det ene af produktionsstederne (KVK), som vurderes at udgøre en potentiel risiko for påvirkning af en overfladerecipient med lindan.

Som nævnt er det i screeningen /MST, 2009/ vurderet, at lindan på ca. 600 af anvendelsesstederne vil have afstedkommet en forurening af grundvandet. På disse lokaliteter vil en eventuel forurening med lindan dog være begrænset, hvorfor der kan rejses tvivl om, hvorvidt den i screeningen anvendte kildestyrke vil forekomme.

Ved undersøgelserne der er refereret i /AVJ, 2002/ blev der på lokaliteter med påvist lindan forurening målt koncentrationer i jorden på mellem 6 og 45 $\mu\text{g/kg TS}$. Hvis der foretages en fugacitets beregning med anvendelse af lerjord og den højeste koncentration af lindan (45 $\mu\text{g/kg TS}$) fås en tilhørende

porevandskoncentration på ca. 36 µg/l, hvilket er ca. en faktor 20 lavere end den værdi som er anvendt ved screeningen. I /AVJ, 2002/ er der kun refereret analyseresultat for en vandprøve på 0,062 µg/l, mens der i en række vandprøver ikke kunne påvises lindan.

- **Forekomst af lindan i grundvand og overfladevand**

I GEUS Jupiter database foreligger i dag resultater for ca. 247.500 grundvandsanalyser og ca. 426.000 drikkevandsanalyser fordelt over hele landet. Analyserne repræsenterer prøver fra starten af 1900-tallet og frem til i dag. De fleste analyser (90%) forefindes for perioden efter 1980 /GEUS, 2010/.

I databasen er der 239 analyser for lindan, heraf er 2 for drikkevand og de 237 for grundvand, hvilket svarer til ca. 1 promille. I ingen af disse prøver er der påvist indhold af lindan /GEUS, 2010/.

Ifølge /DMU, 2008/ var lindan med i det Nationale Program for Overvågning af VAndmiljøet, NOVA (overvågning af vandløb, sediment, biota og fisk i marine områder samt spildevand og slam), og i det Nationale Overvågningsprogram for VAndmiljøet og NAturen, NOVANA i 2004-2007 (overvågningen biota og fisk i marine områder) med henblik på, at beskrive den geografiske fordeling af stofferne og udviklingstendenserne ved udvalgte stationer.

Lindan blev i 2000-2003 ikke påvist i nogen af fem store vandløb, og der blev ikke påvist lindan i 195 prøver af spildevand eller 43 prøver af slam i 1998-2003. /DMU, 2008/

Lindan er ikke blandt de stoffer, som i dag bliver udledt i Danmark. På baggrund heraf samt de foreliggende undersøgelsesresultater blev det i /DMU, 2008/ vurderet, at det ikke er relevant at inddrage stoffet i overvågning af hverken fersk eller marint overfladevand for at imødekomme vandrammedirektivets overvågningsforpligtelse.

- **Samlet vurdering af lokaliteter forurenede med lindan**

Det er i /MST, 2009/ vurderet, at på ca. 600 af anvendelsesstederne vil lindan have afstedkommet en forurening af grundvandet. Af disse vurderes det at ca. 270 lokaliteter udgør en potentiel risiko for overfladevand /MST, 2009/.

Kildestyrken på lokaliteterne vurderes dog at være lavere end antaget i /MST, 2009/. Dette sammenholdt med, at lindan hverken er påvist i overvågningerne af grund- og overfladevand bevirker, at vi vurderer at lindan ikke udgøre en generel risiko for overfladevand. Det kan dog ikke afvises, at der fra enkelt anvendelsessteder kan forekomme påvirkning af overfladerecipienter med lindan.

Af produktionsstederne er det specielt ved det ene (KVK), at der er en potentiel risiko for påvirkning af overfladevand med lindan. En eventuel forurening med lindan vil sandsynligvis forekomme sammen med en række af de øvrige stoffer, som har været håndteret på virksomhederne. Lindan vil derfor ikke som enkeltstof være styrende for, om der skal foretages undersøgelser og afværgeforanstaltninger, men indgå som et blandt mange stoffer.

- Vurdering af trimetylbly (TBT)

Oprindeligt var det forhåbningen at vurderingerne af påvirkningen af overfladerecipienter med TBT kunne baseres på erfaringstal fra miljøundersøgelser af vinteroplagspladserne eller skibsværfterne. Det har dog ikke været muligt at opspore undersøgelser, som har omfattet målinger for TBT i jord og grundvand. I /DMU, 1999/ anføres det, at man finder høje koncentrationer af TBT i jorden på vinteroplagspladser, men der er ingen reference for denne oplysning.

For at sandsynliggøre størrelsen af påvirkningen med TBT, er der derfor givet et beregningseksempel på udsivning af TBT fra en vinteroplagsplads.

- **Anvendelse af TBT**

Årsagen til at TBT bliver sat i sammenhæng med vinteroplagspladser og skibsværfter er, at TBT hovedsageligt har været anvendt i de såkaldte antifoulingmalinger, der anvendes til bemaling af bl.a. skibsbunde for at forhindre begroning med alger og dyr (af engelsk foul:begroning). Ved vedligeholdelse af både, er der på vinterpladserne og skibsværfter foretaget afslibning af gammel maling og påføring af ny. Malingsrester fra afslibningen er enten landet på jorden, eller ført med vinden til overfladerecipienten.

I en arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen /MST, 1997/ anslås det, at der omkring 1990 årligt blev anvendt omkring 25-50 tons tinforbindelser i antifoulingtilfmalinger i Danmark, og at ca. 10% anvendes til små både (mindre end 25 m). I arbejdsrapporten skønnes det, at 75-85% af malingen ender som maling på skibene. Af malingen tabes/opløses ca. 2/3 til havet i forbindelse med brug af båden, og ca. 1/6 er fortsat på skibene, når de skrottes. Den sidste 1/6 må således tabes i forbindelse med vedligeholdelse af bådene, hvoraf ca. 1/12 havner på jorden og ca. 1/12 bæres bort til overfladerecipienten med vinden. Hvis det antages, at der den periode stoffet blev anvendt årligt blev påmalet ca. 3 tons TBT i maling på småbådene, vil dette give anledning til en jordforurening på 250 kg/år, fordelt på i alt ca. 121 pladser. Dette svarer i gennemsnit til ca. 2 kg pr. plads pr. år. Ved en drifttid på 25 år (1970-1995) giver dette en samlet påvirkning på ca. 50 kg pr. vinterplads.

Ifølge /MST, 1997/ blev der fra skibsværfterne tabt mellem 30 og 300 kg tinforbindelser pr. år til jorden. Da der er ca. 350 skibsværfter, giver dette i gennemsnit mellem 0,1 og 1 kg pr. værft pr. år.

Ifølge /MST, 1997/ er skibsmaling med TBT kun fremstillet af en virksomhed - Hempel - og ikke som anført i forarbejdet /COWI, 2008/ på 10-15 lokaliteter. Disse 10-15 lokaliteter skal derfor ikke indgå i de økonomiske konsekvensberegninger.

- Konceptuel model for beregningerne af udsivning fra vinteroplagsplads

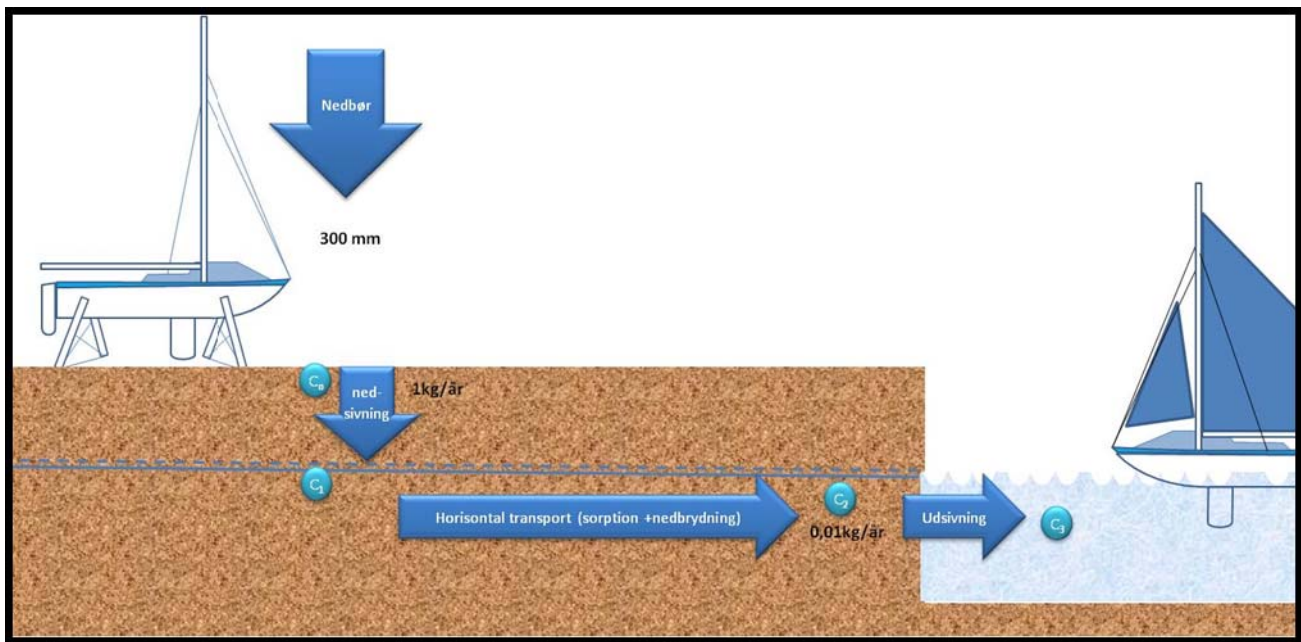


Figur 1 Eksempel på størrelse og placering af vinteroplagsplads og lystbådehavn

Da TBT blev udfaset i 1991 (for både kortere end 25 m) /MST,1997/ er der i beregningen udelukkende set på udsivningen via grundvandet, idet vindbåren forurening og overfladeafstrømning vurderes at være minimal fra en forurening, der er mere end 15-20 år gammel.

Beregningerne er foretaget som en konceptuel beregning ved hjælp af grundvandsmodulet i JAGG 1,5. Den konceptuelle model for beregningerne af udsivning fra vinteroplagsplads er vist i figur 1 og 2, idet der er taget udgangspunkt i følgende fysiske forhold:

- Areal et af vinteroplagspladsen er ca. 10.000 m².
- Areal et af havnebassinet er ca. 50.000 m², med en gennemsnitlig dybde på 3 m giver dette et volumen på 150.000 m³.
- Afstanden fra vinteroplagspladsen til havnebassinet er ca. 100 m. Med en grundvandshastighed på 100 m/år er havnen således beliggende 1 år nedstrøms for vinteroplagspladsen.
- Den årlige nettonedbør er sat til 300 mm.



Figur 2 Konceptuel model for udsivningen fra en vinteroplagsplads til havnen

Ved beregninger ved hjælp af JAGG 1,5 er følgende fysisk/kemiske data nødvendige:

- molvægt: 219,06 g/mol
- Damptryk: 0,001 Pa
- Vandopløselighed: 30 mg/l
- Oktanol/vand koefficienten $\log K_{ow}$: 4,25
Ifølge /MST, 2005/ så er der stor variabilitet på sorptionen af TBT, og bl.a. det organiske indhold, pH og ionstyrke påvirker sorptionen. Værdierne ligger dog typisk mellem 3,5 og 6,6. /DMU, 1999/ foreslår en værdi på mellem 3,7 og 4.
- Nedbrydning:
Ifølge /MST, 2005/ er der stor variabilitet på nedbrydningshastigheden af TBT, og bl.a. ilt indhold, lys og mikrobiel aktivitet påvirker nedbrydningshastigheden. Desuden er der stor forskel på, om nedbrydningen sker i sediment eller i overfladevand. I overfladevand (med lys) findes halveringstider på mellem 1 og 7 uger, mens der i sedimenter måles halveringstider på typisk mellem 1 og 5 år.
- *Initial koncentrationen*
I beregningen antages det, at vandkoncentrationen i porevandet i topjorden svarer til 1% af opløseligheden af TBT dvs. $C_0=0,3$ mg/l, og at denne koncentration opnås på hele vinterpladsens areal. Forureningen med TBT vil være bundet i malingen, hvilket vil formindske udvaskningen med TBT. Dette er årsagen til at der regnes med en initial koncentration på 1% af opløseligheden.

- *Initial flux*

Med en årlig nedbør på 300 mm udvaskes der ca. 0,09 g/år·m². Med et areal på 10.000 m² udvaskes der således årligt ca. 1 kg TBT fra vinteroplagspladsen. Dette skal sammenlignes med, at den oprindelige kildestyrke formodes at være på ca. 50 kg. Der vil dog være sket både udvaskning og nedbrydning af forureningen, hvorfor en samlet kildestyrke på omkring 25-30 kg vurderes at være mere sandsynlig. En kildestyrke på 25-30 kg, vurderes at være tilstrækkelig stor til at den kan give en udvaskning på ca. 1 kg pr. år.

- *Opblanding i grundvandet*

I grundvandsmagasinet er der en strømning på 100 m/år, og det antages at jordforholdene er groft sand. For at opnå den ønskede grundvandshastighed sættes den hydrauliske gradient til 0,004 m/m. Ved opblanding i grundvandet opnås en grundvandskoncentration (C1) på 0,21 mg/l, svarende til, at der sker en ca. 1,5 gange fortynding af porevandskoncentrationen.

- *Horisontal transport*

Ved udsivningen frem mod recipienten sker der en yderligere fortynding på grund af dispersion (trin 2) hvilket giver en koncentration på ca. 0,075 mg/l TBT ved C2. Dette svarer til en fortynding på ca. 4 gange. Hvis der regnes med trin 3, med både nedbrydning og sorption, kan koncentrationen (C2) beregnes til 1,73 µg/l (0,00173 mg/l). På grund af nedbrydningen er fluxen (udvaskningen) ved C2 reduceret til 21 g/år (0,021 kg/år).

Som følge af en forholdsvis høj sorption bliver opholdstiden for TBT ca. 13 gange større end vandets, hvilket er med til at give den forholdsvis store reduktion i koncentrationen.

- *Påvirkning af recipient*

Med en grænseværdi for overfladerecipienten på 0,0002 mg/m³ (0,000002 mg/l) vil udvaskningen kunne give anledning til forurening af ca. 104.000 m³ vand, eller hvad der svarer til ca. 0,69 gange vandvolumen i havnebassinet. Den årlige vandudskiftning i et typisk havnebassin må antages at være mellem 50 og 100 gange årligt, hvilket betyder at udsivningen fra vinterpladsen giver en gennemsnitlig påvirkning på mellem 0,69% og 1,38% (C3) af grænseværdien for TBT, regnet for hele havnebassinet.

I /Århus Amt, 2004/ er anført at mediankoncentrationen i marint vand er på 0,00085 µg/l, hvilket er ca. en faktor 4 over stoffets EQS-værdi. Værdierne er fra 2004, og da der er sket en udfasning af TBT må koncentrationerne forventes ligeledes at være faldende.

- **Samlet vurdering af lokaliteter forurenet med TBT**

Det er i /MST, 2009/ vurderet, at på ca. 486 af lokaliteter der er forurenet med TBT. I screeningen blev alle vurderet til at udgøre en potentiel risiko for overfladevand /MST, 2009/.

De gennemførte beregninger viser dog, at jordforureningens bidrag til koncentrationerne i havnebassinerne er væsentlig lavere end de vandkvalitetskriteriet (EQS-værdi), og at forureningerne derfor ikke udgør en risiko for overfladevandet.

- Vurdering af Nonylphenol og Octylphenol

Vurderingerne af påvirkningen af overfladerecipienter med nonylphenol (NPE) og octylphenol baseres på erfaringer fra miljøundersøgelser af gamle virksomhedsgrunde samt fra monitorering af ferske overfladerecipienter og grundvand.

- **Anvendelse af octylphenol og nonylphenol**

Nonylphenol hører til gruppen af alkylphenoler. Stoffet dannes ved nedbrydning af nonylphenolpolyethoxylater. Nonylphenolpolyethoxylater nedbrydes let til nonylphenol, mens nonylphenol nedbrydes meget langsomt /DGU, 2010/. Nonylphenolpolyethoxylater anvendes som nonionisk detergent. Tidligere blev anseelige mængder nonylphenolpolyethoxylater anvendt i vaske og rengøringsprodukter samt i pesticider. Nonylphenol bliver brugt i forbindelse med maling, filler materialer og i plastindustrien /MST, 2009/.

Octylphenol og octylphenolpolyethoxylater bliver typisk brugt i de samme typer af produkter som nonylphenol men i meget mindre mængder /MST, 2009/.

Stofferne anvendes stadig i forskellige produktioner.

- **Kildestyrkekoncentration - Nonylphenol og octylphenol**

I forbindelse med den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ er der taget udgangspunkt i, at kildestyrken på de forurenede arealer er så kraftig, at det giver anledning til en forurening af det sekundære grundvand på 10% af opløseligheden af stoffet, hvilket for nonylphenol er ca. 600 µg/l og for octylphenol er ca. 500 µg/l. Kildestyrken er således ca. 3-5.000 gange grænseværdien på henholdsvis 0,3 og 0,1 µg/l.

- **Forekomst af nonyl- og oktylphenoler i grundvand og overfladevand**

- *Nonylphenol*

I GEUS Jupiter database foreligger i dag vandanalyser for ca. 247.500 grundvandsanalyser og ca. 426.000 drikkevandsanalyser fordelt over hele landet. Analyserne repræsenterer prøver fra starten af 1900 tallet og frem til i dag. De fleste analyser (90%) forefindes for perioden efter 1980 /GEUS, 2010/.

I databasen er der 3855 analyser for nonylphenol, heraf er 182 for drikkevand og de 3673 for grundvand. Der er således analyseret for nonylphenol i ca. 1,5% af alle grundvandsprøver. I 82 af grundvandsprøverne er der påvist indhold af nonylphenol /GEUS, 2010/.

Ifølge / DMU, 2008/ har nonylphenol været med i det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet, NOVA i overvågning af vandløb, grundvand, marint sediment samt spildevand og slam. I det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljøet og Naturen, NOVANA har nonylphenol i været med i overvågning af spildevand, slam, grundvand samt i overvågning i vandløb.

Nonylphenol blev i 1998-2003 fundet i en enkelt prøve fra hver af fire undersøgte større vandløb, og i 2004 blev det fundet i 4 af 60 prøver fra fem store vandløb og i 2006 i 1 prøve /DMU, 2008/.

De påviste indhold i overfladevand skyldes sandsynligvis primært udsivning fra renseanlæg og forurening fra overfladevand, da nonylphenol fortsat anvendes af industrien. De målte koncentrationer i grundvandet må dog i højere grad tilskrives jord- og grundvandsforureninger, hvorfor det ikke kan afvises at disse vil bidrage til forureningen af overfladevand.

- *Octylphenol*

I GEUS Jupiter database er der ikke registreret analyser for octylphenol, hverken i grundvand eller drikkevand /GEUS, 2010/.

Octylphenoler var medtaget i NOVA i overvågning af spildevand og slam, men stoffet har ikke indgået i NOVANA /DMU, 2008/.

Octylphenol blev i 1998-2003 fundet i 2 ud af 191 prøver af udløb fra i alt 38 renseanlæg. I en nordiske screeningsundersøgelse blev der hverken i vandprøver fra tre danske recipienter med tilledning fra renseanlæg eller i referenceområder påvist octylphenoler. /DMU, 2008/

- **Samlet vurdering af lokaliteter forurenet med nonyl- og octylphenoler**

Det er i /MST, 2009/ vurderet, at for ca. 2 lokaliteter vil octylphenol og/eller nonylphenol have afstedkommet en risiko for påvirkning af overfladevand.

Nonylphenol er påvist i både overvågningen af grundvand og overfladevand. Dette, sammenholdt med at erfaringerne for forureningsundersøgelser med nonylphenol ofte giver anledning til grundvandsforureninger, bevirker, at det ikke kan afvises, at der fra enkelt anvendelsessteder kan forekomme påvirkning af overfladerecipienter med nonylphenol. Den påvirkning af overfladevand, som kan ses af overvågningsprogrammerne skyldes sandsynligvis, at nonylphenol fortsat anvendes i industrien. Overvågningsprogrammet for overfladevand kan derfor ikke anvendes som indikator for, om der sker påvirkning fra jord- og grundvandsforureninger.

Octylphenol indgår ikke i overvågningsprogrammerne for hverken grundvand eller overfladevand. Erfaringerne for hvorvidt dette stof giver anledning til påvirkning af grundvand og recipienter er derfor yderst begrænsede. Forureninger med octylphenol forekommer oftest samtidigt med forureninger med nonylphenoler, hvorfor det vælges at vurdere de to stoffer i sammenhæng.

- Trichlorbenzen (TCB)

Vurderingerne af påvirkningen af overfladerecipienter med trichlorbenzen (TCB) baseres på erfaringer fra miljøundersøgelser af gamle virksomhedsgrunde samt fra monitoring af ferske overfladerecipienter og grundvand.

- **Anvendelse af TCB**

Trichlorbenzener er en gruppe af chlorerede aromatiske forbindelser, der består af tre isomere forbindelser.

TCB anvendes ikke længere i Danmark, men har tidligere været anvendt i bl.a. produktionen af pesticider, som et opløsningsmiddel og som en komponent i syntetisk transformatorolie. I forbindelse med den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ blev det estimeret, at TCB tidligere har været anvendt på ca. 1.000 lokaliteter. Det blev desuden estimeret, at for ca. 50 af disse

lokaliteter vil TCB have afstedkommet en forurening af grundvandet, og ca. 23 lokaliteter vil den udgøre en potentiel risiko for forurening af overfladevand.

I Danmark har TCB været produceret hos Nordisk Alkali Biokemi A/S (NAB), Kemisk Værk Køge (KVK), Esbjerg Kemi og Cheminova.

- **Kildestyrkekoncentration - TCB**

I forbindelse med den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ er der taget udgangspunkt i, at kildestyrken på de forurenede arealer er så kraftig, at det giver anledning til en forurening af det sekundære grundvand på 10% af opløseligheden af stoffet, hvilket for TCB er ca. 4.000 µg/l. Kildestyrken er således ca. 10.000 gange grænseværdien på 0,4 µg/l.

For de fire produktionssteder vurderes det, at en eventuel punktkilde med TCB vil kunne være så kraftig, at ovennævnte kildestyrke vil kunne forekomme.

KVK, Esbjerg Kemi og Cheminova er alle beliggende kystnært, mens NAB ikke lå i umiddelbar nærhed af en overfladerecipient. Det er således kun de tre af produktionsstederne som vurderes, at udgøre en potentiel risiko for påvirkning af en overfladerecipient med TCB. Desuden kan eventuelle "deponeringspladser" for kemikalieaffaldet fra virksomhederne være potentielle kilder til påvirkning af overfladerecipienter. Esbjerg Kemi har deponeret affald i Kærgaard Plantage.

- **Forekomst af TCB i grundvand og overfladevand**

I GEUS Jupiter database foreligger i dag data for ca. 247.500 grundvandsanalyser og ca. 426.000 drikkevandsanalyser fordelt over hele landet. Analyserne repræsenterer prøver fra starten af 1900 tallet og frem til i dag. De fleste analyser (90%) forefindes for perioden efter 1980 /GEUS, 2010/.

I databasen er der ca. 2300 analyser for TCB, heraf er 1468 for drikkevand og 835 for grundvand. Der er således analyseret for TCB i ca. 0,34% af alle grundvandsprøver og 0,35% af alle drikkevandsprøver. I 14 af grundvandsprøverne er der påvist indhold af TCB og i 7 af drikkevandsprøverne /GEUS, 2010/.

Ifølge / DMU, 2008/ var TCB med i det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet, NOVA i overvågning af spildevand og slam, men ikke i overvågningen af vandløb. TCB har ikke været med i det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljøet og Naturen, NOVANA.

TCB blev i 1998-2003 fundet i en enkelt spildevandsprøve (indløb) ud af 124 prøver /DMU, 2008/.

- **Samlet vurdering af lokaliteter forurenet med TCB**

Det er i /MST, 2009/ vurderet, at på ca. 23 lokaliteter vil TCB have afstedkommet en risiko for påvirkning af overfladevand.

TCB er påvist i overvågningen af grundvand, men har ikke indgået i overvågningen af overfladevand. Dette - sammenholdt med at TCB ofte giver anledning til grundvandsforureninger - bevirker, at det ikke kan afvises, at der fra enkelt anvendelsessteder kan forekomme påvirkning af overfladerecipienter med TCB.

I den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ blev der taget udgangspunkt i, at der dels sker en fortynding i grundvandszonen og dels en "initialfortynding" når grundvandet løber ud i overfladerecipienten. I /MST, 2009/ er initialfortyndingen sat til en faktor 10 for såvel ferske som marine recipienter. Et nærmere studie af fortyndingen ved åbne kyster og fjorde (se kapitel 2) har imidlertid vist, at initialfortyndingen til marine recipienter kan estimeres til en faktor 2.000. Den ønskede fortynding af kildestyrken i forhold til recipientkvalitetskravet er en faktor 10.000. Kombinationen af en fortynding i grundvandszonen og den estimerede fortynding af det udsivende grundvand gør, at udsivning til marine recipienter ikke udgør en risiko i forhold til TCB. I /MST 2009/ er det estimeret, at de kystnære arealer udgør ca. 1/3 af det areal, som ligger op til overflade recipienter. De 23 lokaliteter kan derfor reduceres til ca. 15.

Med hensyn til de tre produktionssteder og dertilhørende deponeringsområder, vil en eventuel forurening med TCB sandsynligvis forekomme sammen med en række af de øvrige stoffer, som har været håndteret på virksomhederne. TCB vil derfor ikke som enkeltstof være styrende for, om der skal foretages undersøgelser og afværgeforanstaltninger, men indgå som et blandt mange stoffer.

- Trichlormetan (chloroform)

Vurderingerne af påvirkningen af overfladerecipienter med trichlormetan (chloroform) baseres på erfaringer fra miljøundersøgelser af gamle virksomhedsgrunde samt fra monitoring af ferske overfladerecipienter og grundvand.

- **Anvendelse af trichlormetan**

Trichlormetan er en chloreret alifatisk forbindelse.

Trichlormetan har ikke været produceret i Danmark, men har primært været anvendt på laboratorier, hospitaler og farmaceutisk industri. I forbindelse med den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ blev det estimeret, at trichlormetan tidligere har været anvendt på ca. 15.000 lokaliteter. Det blev desuden estimeret, at for ca. 150 af disse lokaliteter vil trichlormetan have afstedkommet en forurening af grundvandet, og for ca. 20 lokaliteter vil den udgøre en potentiel risiko for forurening af overfladevand.

- **Kildestyrkekoncentration - trichlormetan**

I forbindelse med den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ er der taget udgangspunkt i, at kildestyrken på de forurenede arealer er så kraftig, at det giver anledning til en forurening af det sekundære grundvand på 10% af opløseligheden af stoffet, hvilket for trichlormetan er ca. 930 µg/l. Kildestyrken er således ca. 370 gange grænseværdien på 2,5 µg/l.

- **Forekomst af trichlormetan i grundvand og overfladevand**

I GEUS Jupiter database foreligger i dag data for ca. 247.500 grundvandsanalyser og ca. 426.000 drikkevandsanalyser fordelt over hele landet. Analyserne repræsenterer prøver fra starten af 1900 tallet og frem til i dag. De fleste analyser (90%) forefindes for perioden efter 1980 /GEUS, 2010/.

I databasen er der 150 analyser for trichlormetan, heraf er 101 for drikkevand og de 49 for grundvand. Der foreligger således kun få analyser for trichlormetan. I 6 af

grundvandsprøverne er der påvist indhold af trichlormetan og i 28 af drikkevandsprøverne /GEUS, 2010/.

Ifølge /DMU, 2008/ var trichlormetan med i det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet, NOVA i overvågning af vandløb, grundvand, spildevand og slam. Trichlormetan har også været med i det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljøet og Naturen, NOVANA med overvågning af grundvand og spildevand i 2004-2007 samt vandløb i 2004-2006.

Trichlormetan blev under NOVA-programmet fundet i udløb fra renselanlæg i 1998-2003, mens det kun i 4% af målingerne blev påvist i de fem store vandløb i 2001-2003. Under NOVANA-programmet er trichlormethan påvist i 3% af de undersøgte prøver fra fem store vandløb og i 2006 i 13% af prøverne. /DMU, 2008/

Trichlormethan blev ikke fundet i det overfladenære grundvand i landovervågningsoplandene. I det dybereliggende grundvand i grundvandsovervågningen og ved vandværkerne er der påvist trichlormethan i henholdsvis ca. 10% og 2,5% af de undersøgte indtag. /DMU, 2008/ Dette stemmer dog ikke overens med Jupiter databasen, hvor fundhyppigheden er væsentlig mindre (0,02%).

- **Samlet vurdering af lokaliteter forurenet med trichlormetan**

Det er i /MST, 2009/ vurderet, at for ca. 20 lokaliteter vil trichlormetan have afstedkommet en risiko for påvirkning af overfladevand.

Trichlormetan er påvist i overvågningen af både grundvand og overfladevand. Påvirkningen af grundvand må sandsynligvis tilskrives jord- og grundvandsforureninger, hvorfor det ikke kan afvises, at disse vil bidrage til forureningen af overfladevand. Den påvirkning af overfladevand, som kan ses af overvågningsprogrammerne skyldes sandsynligvis primært, at trichlormetan fortsat anvendes, og bl.a. udledes fra renselanlæg. Overvågningsprogrammet af overfladevand kan derfor ikke anvendes som indikator for, om der sker påvirkning fra jord- og grundvandsforureninger.

I den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ blev der taget udgangspunkt i, at der dels sker en fortynding i grundvandszonen og dels en "initialfortynding" når grundvandet løber ud i overfladerecipienten. I /MST, 2009/ er initialfortyndingen sat til en faktor 10 for såvel ferske som marine recipienter. Et nærmere studie af fortyndingen ved åbne kyster og fjorde (se kapitel 2) har imidlertid vist, at initialfortyndingen til marine recipienter kan estimeres til en faktor 2.000. Den ønskede fortynding af kildestyrken i forhold til recipientkvalitetskravet er en faktor 370. Kombinationen af en fortynding i grundvandszonen og den estimerede fortynding af det udsivende grundvand gør, at udsivning til marine recipienter ikke udgør en risiko i forhold til trichlormetan. I /MST 2009/ er det estimeret, at de kystnære arealer udgør ca. 1/3 af det areal som ligger op til overfladerecipienter. De ca. 20 lokaliteter kan derfor reduceres til ca. 13.

- **Pentachlorphenol**

Vurderingerne af påvirkningen af overfladerecipienter med pentachlorphenol baseres på erfaringer fra miljøundersøgelser af gamle virksomhedsgrunde samt fra monitorering af ferske overfladerecipienter og grundvand.

- **Anvendelse af pentachlorphenol**

Pentachlorphenol er en chlorphenol forbindelse.

Pentachlorphenol har ikke været produceret i Danmark /MST, 2009/. Pentachlorphenol har i perioden 1956-1979 været anvendt til træimprægning i mængder på op til 4.300 kg/år /DMU, 2008/, men har også været anvendt til garvning af læder og tekstiler. I forbindelse med den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ blev det estimeret, at pentachlorphenol tidligere har været anvendt på ca. 150 lokaliteter. Det blev desuden estimeret, at for ca. 15 af disse lokaliteter vil pentachlorphenol have afstedkommet en forurening af grundvandet, og ca. 2 lokaliteter vil den udgøre en potentiel risiko for forurening af overfladevand.

- **Kildestyrkekoncentration - pentachlorphenol**

I forbindelse med den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ er der taget udgangspunkt i, at kildestyrken på de forurenede arealer er så kraftig, at det giver anledning til en forurening af det sekundære grundvand på 10% af opløseligheden af stoffet, hvilket for pentachlorphenol er ca. 1.400 µg/l. Kildestyrken er således ca. 3.500 gange grænseværdien på 0,4 µg/l.

- **Forekomst af pentachlorphenol i grundvand og overfladevand**

I GEUS Jupiter database foreligger i dag data for ca. 247.500 grundvandsanalyser og ca. 426.000 drikkevandsanalyser fordelt over hele landet. Analyserne repræsenterer prøver fra starten af 1900 tallet og frem til i dag. De fleste analyser (90%) forefindes for perioden efter 1980 /GEUS, 2010/.

I databasen er der ca. 27.500 analyser for pentachlorphenol, heraf er 5.220 for drikkevand og 22.210 for grundvand. I 75 af grundvandsprøverne er der påvist indhold af pentachlorphenol og i 3 af drikkevandsprøverne. /GEUS, 2010/

Ifølge / DMU, 2008/ var pentachlorphenol med i det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet, NOVA i overvågning af vandløb, grundvand, spildevand og slam. Pentachlorphenol har også været med i det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljøet og Naturen, NOVANA med overvågning af grundvand, spildevand og slam i 2004-2007 samt vandløb i 2004-2006.

Pentachlorphenol blev i 2000-2003 under NOVA-programmet fundet i et af de fem store vandløb i 4 prøver ud af 222. I NOVANA programmet blev stoffet ikke påvist i vandløb. /DGU, 2008/

I udløb fra renseanlæg blev pentachlorphenol påvist i ca. 10% af målingerne i forbindelse med begge overvågningsprogrammer /DGU, 2008/.

- **Samlet vurdering af lokaliteter forurenede med pentachlorphenol**

Det er i /MST, 2009/ vurderet at for ca. 2 lokaliteter vil pentachlorphenol udgøre en risiko for påvirkning af overfladevand.

Pentachlorphenol er påvist i overvågningen af både grundvand og overfladerecipienter. Påvirkningen af grundvand må sandsynligvis tilskrives jord- og grundvandsforureninger, hvorfor det ikke kan afvises at disse vil bidrage til forureningen af overfladevand. Den påvirkning af overfladevand, som kan ses af overvågningsprogrammerne skyldes sandsynligvis primært, at pentachlorphenol

fortsat anvendes, og bl.a. udledes fra renseanlæg. Overvågningsprogrammet af overfladevand kan derfor ikke anvendes som indikator for, om der sker påvirkning fra jord- og grundvandsforureninger.

I den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ blev der taget udgangspunkt i, at der dels sker en fortynding i grundvandszonen og dels en "initialfortynding" når grundvandet løber ud i overfladerecipienten. Et nærmere studie af fortyndingen ved åbne kyster og fjorde (se kapitel 2) har imidlertid vist, at initialfortyndingen til marine recipienter kan hæves i forhold til antagelsen i /MST, 2009/. For pentachlorphenol vil denne ændring imidlertid ikke indvirke på det antal af lokaliteter, hvor der kan forekomme forurening med stoffet, som udgør en risiko for overfladevand idet de beregnede koncentrationer i overfladevandet ligger væsentligt over grænseværdien også ved anvendelse af den højere initialfortynding.

Initialfortynding

Formålet med nærværende afsnit er at foretage en differentiering af fortyndingsfaktoren afhængig af forskellige typer af overfladevande (recipienter). I forbindelse med den indledende screening for de prioriterede stoffer /MST, 2009/ er initialfortyndingen fastsat til en faktor 10 uden hensyntagen til forskelligheden af recipienterne. Der er imidlertid stor forskel på initialfortyndingen af en forurening, som udsiver med grundvand langs en åben kyststrækning med kraftig strøm sammenholdt med udsivning til en sø, hvor vandet er mere stillestående.

For visse af de prioriterede stoffer er der foretaget analyser i ferske recipienter i forbindelse med NOVA og/eller NOVANA-overvågningsprogrammet. Der foreligger således et bedre datagrundlag til at vurdere, om de prioriterede stoffer udgør en risiko for de ferske recipienter sammenholdt med de marine recipienter. Det er derfor en fordel at opdele vurderingen af de forurenede lokaliteter efter, om de udgør en potentiel risiko for en fersk eller marin recipient.

- Initialfortynding

Initialfortynding af en forurening i et vandområde foregår, hvor der er udpumpning af vand med tryk og impuls set i forhold til den omgivende vandmasse. Udledningen af spildevand har oftest karakter af en sådan punktkilde, men foregår udledningen over en bred front fra en lokalitet umiddelbart ud til et vandområde, kan det ifølge vejledning fra Miljøstyrelsen antages, at have den samme effekt som initialfortynding. /MST, 2002a/ Erfaringstal for initialfortynding ved udledning af miljøfarlige stoffer med spildevand vil derfor i det følgende blive anvendt som et acceptabelt udtryk for fortynding af en forurening, der udsiver med grundvandet til en overfladereipient.

Initialfortyndingen vil ikke være konstant over tid men afhænger af bl.a. den udsivende grundvandsmængde og vandføringen i recipienten. Desuden vil fortyndingen i recipienten afhænge af forhold, der varierer på landsplan. I nærværende studie anvendes der imidlertid ikke tidsmæssige eller stedsspecifikke faktorer, men en fortyndingsfaktor som vurderes at være repræsentabel for hele landet over året. Denne fremgangsmåde skal ses i lyset af, at de formodede forurenede lokaliteter betragtes som værende stokastisk fordelt på landsplan.

- Ferske recipienter

De ferske overfladereipienter dækker over såvel vandløb som søer, hvor nogle søer vil være gennemstrømmet af et vandløb.

- Vandløb

De fleste vandløbstrækninger i Danmark tilføres grundvand, men nogle steder falder grundvandsspejlet væk fra vandløbet, og der vil således nedsive vand fra vandløbet i stedet. Mængden af indsivende grundvand til et vandløb kan variere betydeligt som følge af forskelle i nedbør, fordampning, jordbundstyper og vandindvindingsforhold. Generelt har de vestjyske vandløb en stor

grundvandstilstrømningen, mens de østdanske vandløb modtager en større andel af vandet fra dræn og overfladeafstrømning. Som følge af de meget varierende bidrag fra grundvand til vandløbene, vil fortyndingen af en grundvandsført forurening ligeledes være varierende. Den mindste fortynding af en forureningskomponent tilført et vandløb med grundvandet må forventes i en tør sommer i et lille vandløb, som udspringer nær forureningskilden. De største fortyndinger må forventes at forekomme på en delstrækning af et vandfyldt åløb, hvor der er en meget lille eller ingen grundvandstilstrømning til vandløbet f.eks. nær større kildepladser.

Der kan erfaringsmæssigt anvendes fortyndingsfaktorer mellem 2 og 10 i vandløb /MST, 2002b/. På grundlag heraf bibeholdes den valgte fortyndingsfaktor på 10 fra den indledende screening /MST, 2009/.

- **Søer**

I de fleste danske søer dominerer overfladeafstrømning den hydrauliske tilførsel, men grundvandsindsivningen udgør i nogle søer en betydelig del af den samlede vandbalance. I Danmark er der 21 overvågningssøer, for hvilke grundvandsdelen udgør omkring 10% af den hydrauliske tilførsel. Grundvand tilføres søerne i den første del af året, mens vandtransporten går den modsatte vej i efteråret. Det sæsonforløb der ses i udvekslingen mellem grundvandet og søerne tyder på, at udvekslingen generelt foregår med de sekundære grundvandsmagasiner. /DMU, 2001/ Det er i disse magasiner at den primære transport af en nedsvivende forurening vil foregå.

I søer er opblanding og vandskifte begrænset, hvorfor fortyndingsfaktoren tilsvarende som for vandløb vil være forholdsvis lav /MST, 2002b/. I mindre søer vil fortyndingseffekten være mindst. /DMU, 2001/

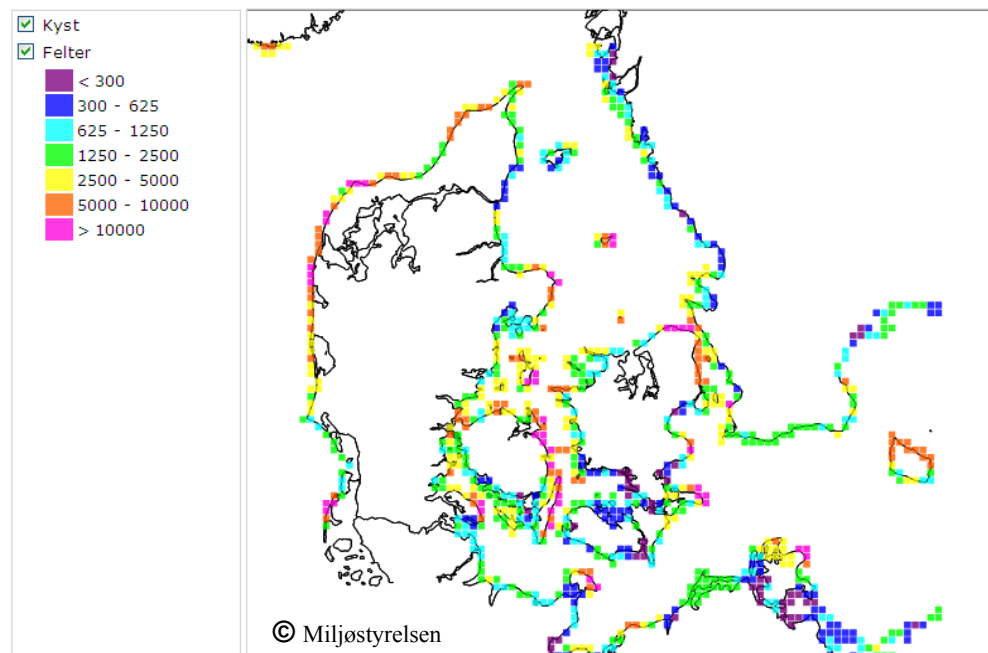
Erfaringsmæssigt er fortyndingen af en udsivende grundvandsforurening til søer på en faktor 5-20 /MST, 2002b/. Den valgte fortyndingsfaktor på 10 fra den indledende screening /MST, 2009/ bibeholdes derfor.

- **Marine recipienter**

De marine overfladerecipienter dækker over både fjorde og mere åbne kyststrækninger. De hydrografiske forhold er imidlertid forskellige for disse typer af marine recipienter, hvorfor fortyndingen ligeledes vil være det.

- **Åbne kyststrækninger**

I forhold til landets størrelse har Danmark meget kyststrækning, men fortyndingen langs kysterne varierer betydeligt afhængig af bl.a. vanddybde og strømforhold. På Miljøstyrelsens hjemmeside er der fortyndingskort tilgængelige som vejledning til beregning for anlæg for deponering af affald /MST, 2010/. Nedenstående figur er en gengivelse af et af disse kort, som viser minimumsfourtyndingen langs de danske kyster.



Figur 3: Minimumsfortyndinger langs de danske kyster. Farvekoderne angiver fortyndingen i de intervaller der ses til venstre i figuren /MST, 2010/.

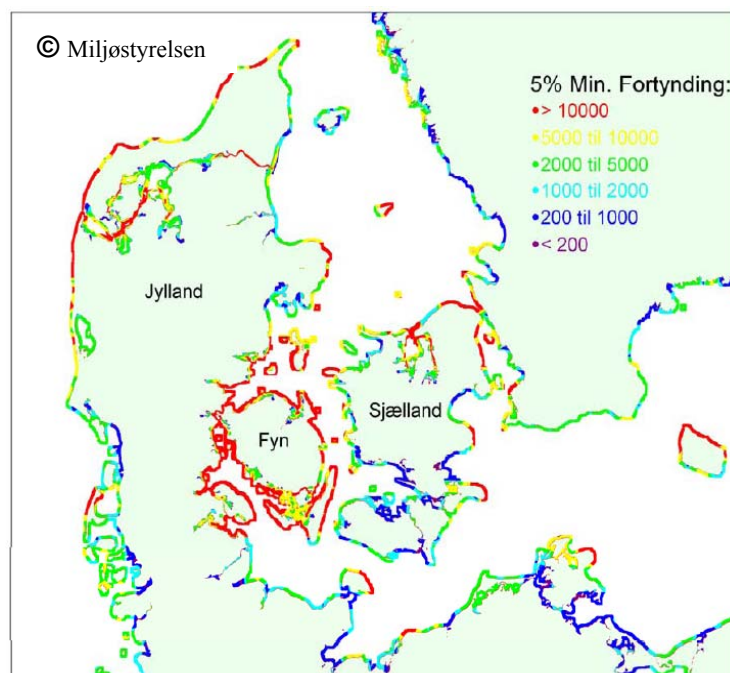
Som det fremgår af ovenstående figur er det kun meget få steder langs de danske kyster, hvor de estimerede minimumsfortyndinger er på under en faktor 300. Tilsvarende udgør steder med en minimumsfortynding på over en faktor 10.000 kun en mindre andel af de beregnede delstrækninger. Betragtes fortyndingen langs de åbne danske kyster fremgår det, at ca. 50% af de beregnede minimumsfortyndinger ligger i intervallet for en faktor 0-2.500.

Beregningerne af fortyndingerne langs de åbne kyststrækninger er forenklet til at inkludere den kystnære vanddybde, den generelle strøm langs kysten og bølgedrevningen. Den bølgedrevne strøm, der er væsentlig på nogle strækninger, er ikke medtaget hvorfor estimerterne for fortyndingen er konservative. Beregningerne er et udtryk for fortyndingen indenfor brændingszonen med en udledning på 0,1 l/s. /MST, 2006/

De overslagsmæssige bestemmelser af fortyndingen er således et udtryk for den aktuelle fortynding i blandingszonen og ikke initialfortyndingen. Men med udgangspunkt i minimumsværdier for fortyndingen i brændingszonen, vurderes disse at udgøre et mere realistisk udtryk for de faktiske fortyndingsforhold ved udledningen til en marin recipient sammenholdt med den valgte fortyndingsfaktor på 10 fra den indledende screening /MST, 2009/. I stedet bestemmes en fortyndingsfaktor på 2.500 for udsivning af forurennet grundvand til åbne kyststrækninger.

- **Fjorde**

Vandudskiftningen og dermed også fortyndingen vil variere for de danske fjorde afhængig af bl.a. den fysiske udformning heraf. DHI har for Miljøstyrelsen udført beregninger af fortyndinger i 7 udvalgte danske fjorde /MST, 2006/. Nedenstående figur viser den minimumsfortyndingen som optræder 5% af tiden langs de danske kyster, inklusiv fjordene.



Figur 4: 5% minimumsfortyndingen langs de danske kyster. Farvekoderne angiver fortyndingen i de intervaller der ses til højre i figuren /MST, 2010/.

Fortyndingsberegningerne for fjordene er anderledes end for de åbne kyststrækninger, fordi fjordene er små og bølgepåvirkningen lille. Derfor anvendes en mere detaljeret model som bedre beskriver strømforholdene. Danske fjorde vil ofte være lagdelte, men den valgte model tager ikke højde for dette fænomen. Lagdelingen vil betyde, at fortyndingen begrænses, fordi det kun er det øvre lag, som er til rådighed. Til gengæld øges spredningen, da dette øvre vandvolumen er mere udsat for vindens påvirkning. /MST, 2006/

Beregningerne for fjordene er foretaget for udvalgte forureningskilder. De beregnede fortyndinger inkluderer både den initiale fortynding samt den videre fortynding i forbindelse med transport. De viste fortyndinger i figur 4 er derfor repræsentative for områderne i nærheden af udledningerne. /MST, 2006/

Når fortyndingerne for de danske fjorde betragtes i figur 4, er det nødvendigt at sammenholde med figur 3, for herved at kunne differentiere mellem åbne kyststrækninger og den yderste del af fjordene. Det fremgår tydeligt, at fortyndingen generelt er størst nærmest havet og specielt stor i brede fjordmundinger, men at fortyndingen mindskes som fjordene snævre til. I dele af Limfjorden og de brede fjordmundinger på Jyllands østkyst omkring Fyn er fortyndingen over en faktor 10.000, mens den i de mindste fjorde på det sydlige Sjælland er under en faktor 200.

Som for de åbne kyststrækninger er beregningerne ikke et udtryk for initialfortynding alene. Desuden skal det bemærkes, at de viste fortyndinger for fjordene er 5% fraktilen for minimumsfortyndingerne og ikke minimumsværdier som tilfældet for de åbne kyster. Trods forbeholdene for de beregnede fortyndinger for fjordene, vurderes de at udgøre et mere realistisk udtryk for de faktiske forhold sammenholdt med den valgte fortyndingsfaktor på 10 fra den indledende screening /MST, 2009/. Fortyndingsfaktoren for de danske fjorde er valgt forholdsvist lavt. Herved kompenseres for den højere beregnede fortynding sammenholdt med initialfortyndingen. Den valgte fortyndingsfaktor på 10 fra den indledende screening /MST, 2009/ erstattes i stedet med en faktor 1.500 for fjordene.

- **Fortyndingsfaktor**

I den indledende screening for de prioriterede stoffer er den samlede danske kyststrækning angivet /MST, 2009/, men der er i den forbindelse ikke differentieret mellem åbne kyststrækninger og fjorde. Af hensyn til den videre estimering af det antal forurenede lokaliteter, som formodes at udgøre en risiko, vil der blive regnet med en fælles fortyndingsfaktor for de marine recipienter på 2.000. Eftersom de åbne kyster udgør en større andel af den samlede danske kyststrækning end de danske fjorde, må denne fælles faktor betragtes som konservativ.

Vurdering af antal lokaliteter

I kapitel 1 er givet en vurdering af hvor mange lokaliteter som kan være forurenede med de pågældende stoffer, og for hvor mange af disse lokaliteter forureningen udgør en potentiel risiko for forurening af overfladevand.

Vurderingerne er som nævnt baseret på statistiske betragtninger, og er således ikke en vurdering af enkeltlokaliteter.

I vurderingerne er der ikke taget stilling til, om lokaliteterne allerede er undersøgt og/eller opryddet, eller om lokaliteterne indgår i regioner og kommunernes prioriterede ejendomme.

Med den nuværende udformning af jordforureningsloven skal regioner og kommuner tage hånd om forureninger, der udgør en trussel mod grundvandsressourcer og/eller en trussel mod arealer med følsom arealanvendelse. Regioner og kommuner skal derimod ikke tage hånd om forureningstrussel mod overfladerecipienter. Alligevel vil der være en række tilfælde, hvor regioner og kommuner foretager en indsats mod forureninger, der udgør en risiko for påvirkning af overfladevand. Nemlig i de tilfælde hvor forureningen samtidigt udgør en risiko for arealanvendelsen eller for grundvandet. Da de 7 udvalgte stoffer kun sjældent indgår i forureningsundersøgelser vil det dog være sjældent, at der er foretaget undersøgelser og afværgeforanstaltninger for de pågældende stoffer.

I nedenstående tabel er antallet af lokaliteter for de syv stoffer sammenfattet

Stof		Antal lokaliteter i alt	Lokaliteter der ligger tæt på overfladevand	Lokaliteter der udgør en potentiel trussel for overfladevand
Lindan (γ-HCH)	Små lokaliteter	74.000	33.300	0
	Store lokaliteter	2	1	0
Trimetylbly (TBT)	Små lokaliteter	0	0	0
	Store lokaliteter	486	486	0
Nonylphenol og octhylphenol	Små lokaliteter	328	122	2
	Store lokaliteter	0	0	0
Trichlorbenzen (TCB)	Små lokaliteter	300	100	15
	Store lokaliteter	4	3	0
Trichlormetan (chloroform)	Små lokaliteter	15.000	1.300	13
	Store lokaliteter	0	0	0
Pentachlorphenol	Små lokaliteter	150	13	1-2
	Store lokaliteter	0	0	0

Referencer

- /AVJ, 2002/ Videncenter for Jordforurening. Teknik og Administration Nr. 2 2002. Erfaringsopsamling – amternes undersøgelser af pesticidpunktkilder.
- /DMU, 1999/ Temarapport fra DMU, 30/1999. Bundmaling til skibe - et miljøproblem.
- /DMU, 2001/ DMU, SOF, 2001. Sammenhængen mellem tilstanden i grundvand og overfladevand: Søer.
- /DMU, 2008/ Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 15. september 2008. Bilag til Programbeskrivelsen for NOVANA, del 3. Vandrammedirektivets prioriterede stoffer. Hvordan indgår de i overvågningen af overfladevand i den danske natur- og miljøovervågning.
- /GEUS, 2010/ Udtræk fra Jupiter databasen 20-10-2010.
- /MST, 1997/ Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, 7, 1997. Massestrømsanalyse for tin med særligt fokus på organotinforbindelser
- /MST, 1998/ Miljøprojekt nr. 429, 1998. Miljøevaluering af organotin i plastprodukter
- /MST, 1999/ Miljøprojekt nr. 451, 1999. Tributyltin
- /MST, 2002a/ Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 5, 2002. Vejledning om overgangsplaner. Udarbejdelse af overgangsplaner for bestående Deponeringsanlæg.
- /MST, 2002b/ Miljøprojekt nr. 690, 2002. Udledning af miljøfarlige stoffer med spildevand.
- /MST, 2005/ Arbejdsrapport nr. 33, 2005. Undersøgelse af eksisterende viden om tilbageholdelse og nedbrydning af PAH og TBT samt tilbageholdelse af sporelementer/tungmetaller til brug ved risikovurdering af kystnære depoter.
- /MST, 2006/ Miljøstyrelsen. Fortynding langs danske kyster.
- /MST, 2009/ Miljøprojekt nr. 1264, 2009. Assessment of the Impact of an EC Directive on Priority Substances under the WFD on the Current Regulation of Contaminated Sites.
- /MST, 2010/ www2.mst.dk/fortynding/
- /Århus Atm, 2004/ Bilag til Basisanalyse del I 2004, Webrapport

Summary

The report contains an estimation of how many contaminated sites will pose a potential risk of contaminating the recipients covered by the water framework directive. Further, the economic consequences of such potential contamination are estimated.



Danish Ministry of the Environment
Environmental Protection Agency

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk