

Miljøprojekt Nr. 663 2002

Teknologiudviklingsprogrammet for
jord- og grundvandsforurening

Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 1

Erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus
jordforurening i byområder

Jacqueline Anne Falkenberg og Charlotte E. Riis
NIRAS Rådgivende Ingeniører A/S

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 INDLEDNING	15
1.1 BAGGRUND	15
1.2 FORMÅL	15
1.3 RAPPORTENS INDHOLD	16
2 METODEN	17
2.1 DEFINITIONER	17
2.2 VIDENSOPSAMLING	19
2.3 FORURENINGSPARAMETRE	20
3 BYUDVIKLING OG INFRASTRUKTUR	21
3.1 HISTORISK BYUDVIKLING	21
3.2 LOV OG REGULERINGSGRUNDLAG	22
3.3 BYUDVIKLING, INFRASTRUKTUR OG DIFFUS JORDFORURENING	22
3.4 REDEGØRELSE FOR SÆRLIGE EMNER	23
3.4.1 <i>Byvækst</i>	23
3.4.2 <i>Vejnet</i>	25
3.4.3 <i>Jernbaner</i>	30
4 INDUSTRIUDVIKLING	32
4.1 HISTORISK UDVIKLING	32
4.2 LOV OG REGULERINGSGRUNDLAG	32
4.3 INDUSTRIUDVIKLING OG DIFFUS JORDFORURENING	33
4.4 REDEGØRELSE FOR SÆRLIGE EMNER	35
4.4.1 <i>Røg og emissioner</i>	35
4.4.2 <i>Affald</i>	35
5 EMISSIONSUNDERSØGELSER	36
5.1 TUNGMETALLER	36
5.2 SVOVLDIOXID, SOD OG SVÆVESTØV	37
5.3 PAH	38
5.4 PCB	40
5.5 DIOXINER	41
5.6 PHTHALATER	44
5.7 DDT	46
6 JORDUNDERSØGELSER	47
6.1 JORDFORURENING LANGS VEJE	47
6.1.1 <i>Anvendte undersøgelsesstrategier</i>	47
6.1.2 <i>Analyserede parametre</i>	47
6.1.3 <i>Resultater</i>	48
6.2 DIFFUS BELASTNING UDEN KENDTE KILDER	49
6.2.1 <i>Anvendte undersøgelsesstrategier</i>	49

6.2.2	<i>Analyserede parametre</i>	50
6.2.3	<i>Statistisk bearbejdning</i>	50
6.2.4	<i>Resultater</i>	50
6.3	DIFFUS BELASTNING VED KENDTE KILDER	52
6.3.1	<i>Anvendte undersøgelsesstrategier</i>	52
6.3.2	<i>Analyserede parametre</i>	53
6.3.3	<i>Statistisk bearbejdning</i>	54
6.3.4	<i>Resultater</i>	54
6.4	ANVENDTE ANALYSEMETODER	57
6.5	TIDLIGERE VURDERING AF DIFFUSE JORDFORURENING	57
6.6	OPSUMMERING AF DANSKE ERFARINGER	58
6.7	UDENLANDSKE JORDUNDERSØGELSER	59
6.7.1	<i>Tungmetaller</i>	59
6.7.2	<i>PCB</i>	60
6.7.3	<i>PAH</i>	61
7	STATISTISK BEHANDLING AF DATA	62
7.1	PRØVETAGNINGSTRATEGIER	62
7.1.1	<i>Metoder til lokalisering af hotspots</i>	62
7.1.2	<i>Metoder til vurderinger af overholdelse af jordkvalitetskriteriet</i>	62
7.1.3	<i>Jordbunker</i>	63
7.1.4	<i>Geostatistiske metoder.</i>	64
7.2	DYNAMISKE ARBEJDSPLANER	66
8	KARAKTERISERING AF DIFFUS JORDFORURENING	67
8.1	KONCENTRATIONSNIVEAUER FOR DIFFUS JORDFORURENING	67
8.1.1	<i>Tungmetaller</i>	67
8.1.2	<i>Organiske parametre</i>	68
8.2	KRITISKE KILDER OG FORURENINGSPARAMETRE	68
9	ORDFORKLARING	71
10	REFERENCER	74

Forord

Nærværende udredningsprojekt om kortlægning af diffus jordforurening i byområder er iværksat af Københavns Kommune, Miljøkontrollen, under Miljøstyrelsens teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening. Projektet har det overordnede formål at udarbejde metoder til optimering og forenkling af myndighedernes faglige arbejde ved den forestående kortlægning af diffus jordforurening i byområder på vidensniveau 2.

Projektet er opdelt i 2 faser, hvor Fase I omfatter indsamling af erfaringer og viden om forureningskilder samt teknikker og metoder til undersøgelse af diffust forurenet jord. Fase II omfatter fysiske afprøvninger af de i Fase I udarbejdede undersøgelsesstrategier. På baggrund af de opnåede undersøgelsesresultater foretages der en endelig redigering af strategierne.

Nærværende rapport er én af tre delrapporter udarbejdet under Fase I.

Projektet er udført af NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S i samarbejde med styregruppen. Følgende personer har deltaget i styregruppen:

- Mariam Wahid, Københavns kommune, Miljøkontrollen (formand)
- Ulla Højsholt, Miljøstyrelsen
- Arne Rokkjær, Amternes Videnscenter for Jordforurening
- Tyge Wanstrup, Vestsjællands Amt
- Poul Aaboe Rasmussen, Frederiksborg Amt

Sammenfatning og konklusioner

Nærværende delrapport 1 om erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening er én af tre delrapporter under Fase I af projektet om kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Projektet er iværksat af Københavns Kommune, Miljøkontrollen, under Miljøstyrelsens teknologiudviklingsprogram med det overordnede formål at udarbejde metoder til optimering og forenkling af myndighedernes faglige arbejde ved kortlægning af diffus jordforurening på vidensniveau 2. Fase I har omfattet indsamling af erfaringer og viden om forureningskilder og undersøgelses metoder samt udarbejdelse af undersøgelsesstrategier.

Formålet med delrapport 1 er:

- at strukturere og opsummere eksisterende erfaring og brugbar viden vedrørende forureningskilder og undersøgelser af diffus jordforurening.
- at udarbejde et klassifikationssystem til identifikation af potentielle kilder baseret på datakilder, typiske forureningsniveauer, indikator- og analyseparametre.

Diffus jordforurening er oprindeligt forårsaget af hændelser, der er relateret til en eller flere punktkilder, men der er sket en spredning, opblanding eller fortynding, således at forholdet mellem kilden og jordforureningen er blevet sløret. I modsætning til jordforurening ved punktkilder er diffus jordforurening ikke afgrænset til arealer i umiddelbar nærhed af punktkilden, og vil typisk omfatte bidrag fra flere kilder.

Kilder til diffus jordforurening er derfor svære at identificere, og den diffuse jordforurening er typisk af lettere grad end jordforurening ved punktkilder, såsom industrigrunde eller affaldsdepoter. Områder, der igennem tiden har været forurenede af mange forskellige aktiviteter, f.eks. kulturlag i gamle bydele, eller større områder, der er blevet forurenede i forbindelse med jordflytning ved anlægsprojekter, byggemodning, landindvinding m.v., vurderes som diffust forurenede.

I nærværende delrapport 1 er der derfor defineret fem forureningsmodeller, som beskriver den måde, hvorpå en jordforurening kan være opstået. For alle fem forureningsmodeller er de tidsmæssige aspekter vedrørende spredning i miljøet særdeles væsentlige og en grundig historisk redegørelse er en forudsætning for en kortlægning af diffus jordforurening på vidensniveau 2.

Dette gælder navnlig afklaring af forureningsart og spredning til omgivelserne, men også afklaring af, om der kan være punktkilder i området. Koncentrationerne af nedbrydelige, vandopløselige og flygtige forureninger vil typiske aftage med tiden, mens de immobile og persistente stoffer vil ophobes i jordmiljøet og udgøre en diffus jordforurening. Især oplysninger om jordfyld, jordart, opfyldningers oprindelse samt arealanvendelse er vigtige i forbindelse med den historiske redegørelse.

Ved kategorisering af diffus jordforurening er der i delrapport 1 anvendt følgende fem indgange:

1. Byudvikling, infrastruktur og konsekvenser for diffus jordforurening.
2. Karakterisering af diffus jordforurening fra industrielle kilder.
3. Emissionsundersøgelser.
4. Jordforureningsundersøgelser.
5. Erfaringsopsamling af statistisk databehandling.

Byudvikling

Byerne har altid udgjort et centrum for boliger og de mange små erhvervsbrancher og der kan forventes, at både erhvervs- og husaffald før i tiden har været tilført det nære jordmiljø. Diverse bygningsmaterialer har ved nedrivning eller i forbindelse med brand ligeledes været tilført jordmiljøet. Røgemissioner og affald i forbindelse med boligopvarmning har også udgjort en belastning af det nære jordmiljø i byerne. Typiske forureningsparametre er PAH, olie, tungmetaller; Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, Hg og Cd.

Den lokale infrastruktur (liniekilder), såsom veje og jernbaner, kan desuden have bidraget til den diffuse jordforurening, og belastningen vil ofte være afhængig af historiske detaljer som f.eks. årstal for anlægsarbejde, trafiktal samt placering af hastighedsbegrænsende foranstaltninger (hastighedsgrænser, lysregulering og vejkrøds). Typiske forureningsparametre er PAH, olie og tungmetaller; Pb, Cu, Zn.

Industrielle kilder

Lokale punktkilder (industrier) kan have ydet et væsentligt bidrag til den diffuse jordforurening i form af nedfald, deponering af affald eller eventuel terrænregulering, hvor der er anvendt forurenede jord. Typiske forureningsparametre er delvis branchespecifikke, men omfatter ofte PAH, PCB, phthalater, olie, tungmetaller; Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, Mo og Cd.

Endvidere kan atmosfærisk nedfald af PAH og tungmetaller fra fjerne kilder yde bidrag. Det atmosfæriske bidrag fra fjerne kilder udgør dog hovedsageligt en jævn belastning af topjorden over et større område. Bidraget til den diffuse jordforurening på et givent areal må imidlertid forventes at være lille i forhold til bidraget fra andre kilder. Påvirkning ses hovedsageligt i uberørt jord, hvor det atmosfæriske bidrag over tid ophobes i de øverste cm af topjorden. Pløjning og dyrkning af jorden medfører dog en fortynding af indholdet af forureningskomponenter tilført ved atmosfærisk nedfald.

Emissionsundersøgelser

Dansk og udenlandske emissionsundersøgelser har omfattet den generelle belastning i atmosfæren og nedfaldsmængden for stoffer som tungmetaller, sod, svævestøv, PAH, PCB, dioxiner, phthalater og DDT. De højeste værdier ses i nærheden af byer og især ved industrikilder, men også i landlege omgivelser ses en forureningspåvirkning i luften og i nedfaldet.

Jordforureningsundersøgelser

Danske jordundersøgelser af diffust forurenede jord har vist, at den diffuse belastning er stærkt knyttet til trafik, ældre byområder eller større punktkilder. Punktkilder såsom metalforarbejdende virksomheder kan f.eks. bidrage til forhøjet belastning i afstande fra 100 m til 6 km fra kilden. Hovedparten af de danske undersøgelser er udført med henblik på belysning af evt. arealanvendelseskonflikter i form af overskridelser af jordkvalitetskriterier, hvorfor der i mange af undersøgelser primært er analyseret for tungmetaller, olie og PAH. Udenlandske jordundersøgelser har påvist ligende niveauer som ved de danske undersøgelser for den diffuse belastning i byområder.

Statistiske databehandling

I flere udenlandske undersøgelser er der anvendt statistisk databehandling til vurdering af den diffuse belastning, bl.a. frekvensanalyser og vurdering af normalfordeling. Desuden anvendes ofte geostatistiske metoder til adskillelse af sammenlignelige data (samme population, f.eks. diffus jordforurening) og ikke-sammenlignelige data (f.eks. punktkilder).

Geostatistiske metoder anvendes til evaluering af den rumlige fordeling af geokemiske data. Disse teknikker kan anvendes til:

- at reducere prøvetagningsnettet (antal datapunkter)
- at skelne mellem sammenlignelige og ikke sammenlignelige data (outliers - data, som tilhører en anden population)
- at interpolere dataværdier i nabofelter, hvor der ikke foreligger målinger (kriging - en teknik med vægtede gennemsnit)

Geostatistiske metoder beregner varians, dvs. den statistiske forskel mellem dataværdier lokaliseret i forskellig afstand fra hinanden, hvor alle data inden for en defineret afstand sammenlignes parvis.

Konklusion

Der konkluderes, at der ved diffust foruren jord i byområder ses typiske overskridelser for PAH'er og bly på 2-3 gange jordkvalitetskriterier. Tæt på punkt- eller liniekilder (trafik) ses højere indhold. Herudover ses ofte forhøjede indhold af flere tungmetaller som kobber, chrom, nikkel og især zink, dog uden at der sker overskridelser af jordkvalitetskriterier.

De mest kritiske kilder til diffus jordforurening vurderes at være nedfald fra nærliggende punkt- eller liniekilder samt jordens tidligere anvendelse, herunder anvendelse som byjord. Ved jordanvendelse menes ikke alene arealanvendelse og tidligere aktiviteter på arealet, men også jordens historik, såsom jordflytning/-behandling, terrænregulering, områdets bymæssige alder, og om der tidligere er sket nedrivninger af bygninger og storbrand. Typiske forureningsparametre i kulturlag er PAH, olie, tungmetaller; Pb, Cu, Zn, Ni, Cr og Cd. Desuden kan PCB og dioxiner være potentielle forureningsparametre.

Summary and conclusions

This review report concerning sources of diffuse soil pollution is part 1 of a three part report prepared under Phase I of a project on mapping of diffuse soil pollution in urban areas.

The project is instigated and supervised by the Agency of Environmental Protection in Copenhagen under the Danish Environmental Protection Agency's technology development program. The overall objective is to prepare methods to optimise and simplify technical investigations by the environment authorities in connection with mapping of diffuse soil pollution at the legislative knowledge level 2. Phase I has included a review of information concerning the sources of pollution, measurements from actual investigations, analytical and sampling techniques and investigation strategies.

The objectives for the part 1 report are;

- To structure and summarise the present knowledge concerning sources of pollution and experiences acquired during investigations of diffuse soil pollution.
- To prepare a classification system to identify potential sources based on information sources, typical pollution levels, indicators and analytical parameters.

Diffuse soil contamination is originally caused by events that are related to one or more point sources, but where emission, transformation and dilution in other media has occurred, so that the relationship between the pollution source and the soil contamination is indistinct. Diffuse soil pollution is not restricted to areas close to a point source and will typically comprise contributions from many sources.

Sources of diffuse soil pollution are therefore difficult to identify and the diffuse soil pollution is typically less heavy than soil pollution at point sources such as industrial sites or waste disposal sites. Areas that have been contaminated by a range of different activities over a longer period of time e.g. culture layer in old city sites or due to larger earthworks with contaminated fill during construction projects, site preparation, land reclamation etc. can all be defined as diffuse soil contamination.

In this part 1 report, five conceptual pollution models have been defined which describe the way in which diffuse soil pollution can occur. For all five models, the chronological time-frame for the emission to the environment is of importance and a detailed historic description is a prerequisite for the mapping and documentation of diffuse soil pollution at knowledge level 2. These aspects are especially pertinent with respect to clarification of the potential types of pollutant present and the conceptual model for the soil contamination, but also with respect to identification of point sources in the area under consideration.

The categorisation of diffuse soil pollution in this report is based on the five different approaches:

- Town development, infrastructure and consequences for soil pollution.

- Characterisation of diffuse soil pollution from industrial sources.
- Results from investigation of pollutant emissions.
- Results from investigations of diffuse soil pollution.
- Experience concerning statistical data treatment.

Town development

Towns have always been centres for housing and many small industries. It can be expected that in former times, both waste from trades and industries as well as waste from domestic housing has found its way to the nearby soil environment.

Demolition of derelict buildings or town fires will often have resulted in the addition of various construction materials and fire residues to the topsoil. Smoke, soot and waste from domestic heating can also have been a source of pollution to the local soil environment. Typical pollution parameters are PAH, oil, heavy metals; Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, Hg and Cd.

The local infrastructure, line sources such as roads and railways, can also have contributed to the diffuse soil pollution and the degree of soil pollution will often be dependent on historical details such as the time period for construction works, traffic density as well as speed regulating structures (speed restriction zones, traffic lights, crossroads). Typical pollution parameters are PAH, oil and heavy metals; Pb, Cu, Zn.

Industrial Sources

Local point sources (industry) will often have produced an important contribution to the diffuse soil pollution by wet and dry deposition from smoke and other emissions, by establishment of local industrial waste dumps or by construction of earthworks with contaminated soil. Typical pollution parameters are in part dependent on the type of industry, but generally include PAH, PCB, phthalates, oil, heavy metals; Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, Mo and Cd.

Furthermore, atmospheric deposition of PAH and heavy metals from distant sources can contribute to soil loads. Distant sources only cause an even loading over large areas of topsoil and the contribution to the diffuse soil pollution across a given area is expected to be very small in comparison to contributions from other local sources. The cumulative effect is most evident in undisturbed soil, where the atmospheric contribution accumulates in the upper few soil cm. Ploughing and cultivation of the soil cause dilution in the soil layers of the pollution constituents accumulated by way of atmospheric deposition

Investigations of emission

Investigations in both Denmark and in other lands have comprised measurements in the atmosphere, and deposition rates for constituents such as heavy metals, soot, airborne dust, PAH, PCB, dioxins, phthalates and DDT. The highest values are seen in towns especially close to industrial sources of pollution, but also in rural areas, a pollution effect can be detected in the atmospheric air and in deposition.

Investigations of soil pollution

Danish soil investigations of diffuse contaminated soil have shown that a diffuse soil pollution has a very close relationship to traffic, or to older areas of towns or to large point sources of pollution. Point sources like metalworking industries can, for example, contribute to increased concentrations of the topsoil in a radius of 100 m to 6 km from the sources. The Danish investigations have mainly been carried out to assess possible conflict in land usage due to non-compliance with the Danish soil quality criteria. For these reason the most common parameters in these types of investigation are for contaminants with designated soil quality criteria, i.e. heavy

metals, oil and PAH. Investigations of diffuse soil contamination in towns in other countries have shown similar levels to those seen in the Danish investigations.

Statistical data treatments

In many of the investigations from other countries, statistical data treatments such as frequency analysis, normal distribution, etc., have been applied to evaluate the pollution data. Furthermore, geostatistical methods to separate comparable data (same population, e.g. diffuse soil contamination) from non-comparable data (e.g. point sources).

Geostatistical methods are used to evaluate the spatial distribution of the geochemical data. These techniques can be used to:

- To reduce the intensity of the sampling net (number of data points).
- To distinguish between comparable and non-comparable data (outliers – data, which belong to another population).
- To interpolate data values in neighbouring areas, where no measurements have been made (i.e. kriging – a technique with weighted averages)

Geostatistical methods calculate variance, i.e. the statistical difference between data values localised in different distances from each other and where all data within a defined distance is compared in pairs.

Conclusions

It is concluded that diffuse contaminated soils in towns usually demonstrate non-compliance with Danish soil quality criteria for PAH and lead by a factor of about 2-3. Higher soil concentrations are seen close to point sources or line sources (roads). Furthermore, raised content of many heavy metals such as copper, chromium, nickel and especially zinc is seen, although the Danish soil quality criteria are seldom exceeded.

The most critical sources of diffuse soil pollution are assessed to be deposition from nearby point or line sources or associated with the former history of soil utilisation, e.g. urban activities. The term history of soil utilisation not only refers to previous industrial activities, but also earthworks, type of soil fill, soil cultivation and treatments, terrain levelling, urban age and activities and to building demolition and town fires. Typical pollution parameters in the urban culture layer are PAH, oil, heavy metals; Pb, Cu, Zn, Ni, Cr and Cd. Furthermore PCB and dioxins can be potential contaminants.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Som noget nyt i forhold til tidligere lovgivning omfatter jordforureningsloven bestemmelser om diffust forurenede arealer, /1/. Jordforureningsloven indeholder dermed hjemmel til at kortlægge arealer med diffus jordforurening eller forventet diffus jordforurening. Der mangler dog et generelt videngrundlag til med større sikkerhed at kunne udpege disse arealer.

Diffus jordforurening har et andet forureningsmønster end punktforureninger, hvilket stiller særlige krav til de undersøgelsesstrategier, der benyttes ved dokumentation af signifikante diffuse forureningsniveauer.

Således har Københavns Kommune, Miljøkontrollen, under Miljøstyrelsens teknologiudviklingsprogram iværksat et projekt med det overordnede formål at udarbejde metoder til optimering og forenkling af myndighedernes faglige arbejde ved den forestående kortlægning af diffus jordforurening i byområder, i medfør af Jordforureningsloven.

Projektet er opdelt i 2 faser, hvor Fase I har omfattet indsamling af erfaringer og viden om forureningskilder samt teknikker og metoder til undersøgelse af diffust forurenede jord. Endvidere omfattede Fase I udarbejdelse af en strategi til afprøvning af fysiske undersøgelsesmetoder på diffust forurenede jord, inklusiv vurdering og validering af egnede feltmetoder. Undersøgelsesstrategierne skal føre til beslutning om eventuel kortlægning af diffust forurenede arealer på vidensniveau 2.

I Fase I af projektet om kortlægning af diffus jordforurening i byområder er udarbejdet følgende tre delrapporter:

- Delrapport 1: Erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening i byområder /nærværende rapport/.
- Delrapport 2: Afprøvning af feltmetoder ved undersøgelse af diffust forurenede jord, /2/.
- Delrapport 3: Indledende forslag til undersøgelsesstrategier for kortlægning af diffust forurenede arealer i byområder, /3/

I Fase II skal der foretages en fysisk afprøvning af de i Fase I udarbejdede undersøgelsesstrategier. På baggrund af de opnåede undersøgelsesresultater skal der i Fase II foretages en endelig redigering af undersøgelsesstrategierne for kortlægning af diffus jordforurening på vidensniveau 2.

1.2 Formål

Nærværende delrapport 1 har til formål:

- at strukturere og opsummere eksisterende erfaring og brugbar viden vedrørende undersøgelser af diffus forurening.

- at udarbejde et klassifikationssystem til identifikation af potentielle kilder baseret på datakilder, typiske forureningsniveauer, indikator- og analyseparametre.

Konklusionerne gælder for såvel København som andre større byer, men der skal gøres opmærksom på, at størstedelen af erfaringsopsamlingen er hentet fra Københavnsområdet.

1.3 Rapportens indhold

Rapporten indeholder en erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus forurening.

I kapitel 2 er diffus jordforurening defineret og metoden for videnopsamling beskrevet.

I kapitel 3 og 4 er udført en beskrivelse af byudvikling, infrastruktur og konsekvenser for diffus forurening, og diffus forurening fra industrielle kilder er gennemgået.

I kapitel 5 og 6 er resultaterne fra emissions- og jordforureningsundersøgelser opsummeret med det formål at karakterisere diffus jordforurening fra forskellige kilder.

I kapitel 7 er udført en erfaringsopsamling over statistisk databehandling i forbindelse med diffus jordforurening.

I kapitel 8 er referenceniveauer for dansk jord sammenstillet med de forventelige niveauer for diffus jordforurening i byområder. Desuden er udarbejdet en oversigt over de mest betydningsfulde kilder til diffus forurening, og hvilke forureningsparametre de medfører.

Sluttelig er der i kapitel 9 angivet en ordforklaring over en række emner, der har betydning i forbindelse med undersøgelsesstrategier.

2 Metoden

2.1 Definitioner

Indledningsvis er der til brug for erfaringsopsamlingen udarbejdet definitioner samt opstillet en overordnet klassificering af diffust forurennet jord.

Ved jordforurening fra punktkilder er det muligt at lokalisere kilden, idet forureningen er forårsaget af en eller flere hændelser, der er relateret til punktkilden. Der kan opstilles en forureningsmodel over forureningsforhold, spredning i miljøet samt konsekvenser for omgivelserne, som kan eftervises ved et passende undersøgelsesprogram. Ved direkte spild, udsivning på en lokalitet og ved deponering af affald i fyld- /lossepladser kan jordforurening afgrænses i forhold til kilden.

Ved diffus jordforurening er spredningsmønsteret til omgivelserne karakteristisk for de forskellige kilder til diffus forurening. En klar definition af disse kan hjælpe både ved karakterisering af diffus forurening, ved fastlæggelse af strategier for undersøgelser og ved tolkning af undersøgelsesresultaterne.

Diffuse forureningskilder er typisk industriafkast eller trafik, som medfører luftbåren forurening. Diffus jordforurening kan være forårsaget af både diffuse kilder og punktkilder, som beskrevet i den følgende:

- Diffus jordforurening er oprindeligt forårsaget af hændelser, der er relateret til en eller flere punktkilder, men der er sket en spredning, opblanding eller fortynding, således at forholdet mellem kilden og jordforureningen er dermed blevet sløret.
- Diffus jordforurening er i modsætning til jordforurening ved punktkilder ikke afgrænset til arealer i umiddelbar nærhed af punktkilden, og vil typisk omfatte bidrag fra flere kilder.
- Kilder til diffus jordforurening er derfor svære at identificere, og den diffuse jordforurening er typisk af lettere grad end jordforurening ved punktkilder, såsom industrigrunde eller affaldsdepoter.
- Områder, der igennem tiden har været forurennet af mange forskellige aktiviteter, f.eks. kulturlag i gamle bydele, eller større områder, der er blevet forurennet i forbindelse med jordflytning ved anlægsprojekter, byggeomdning, landindvinding m.v., vurderes som diffust forurennet.

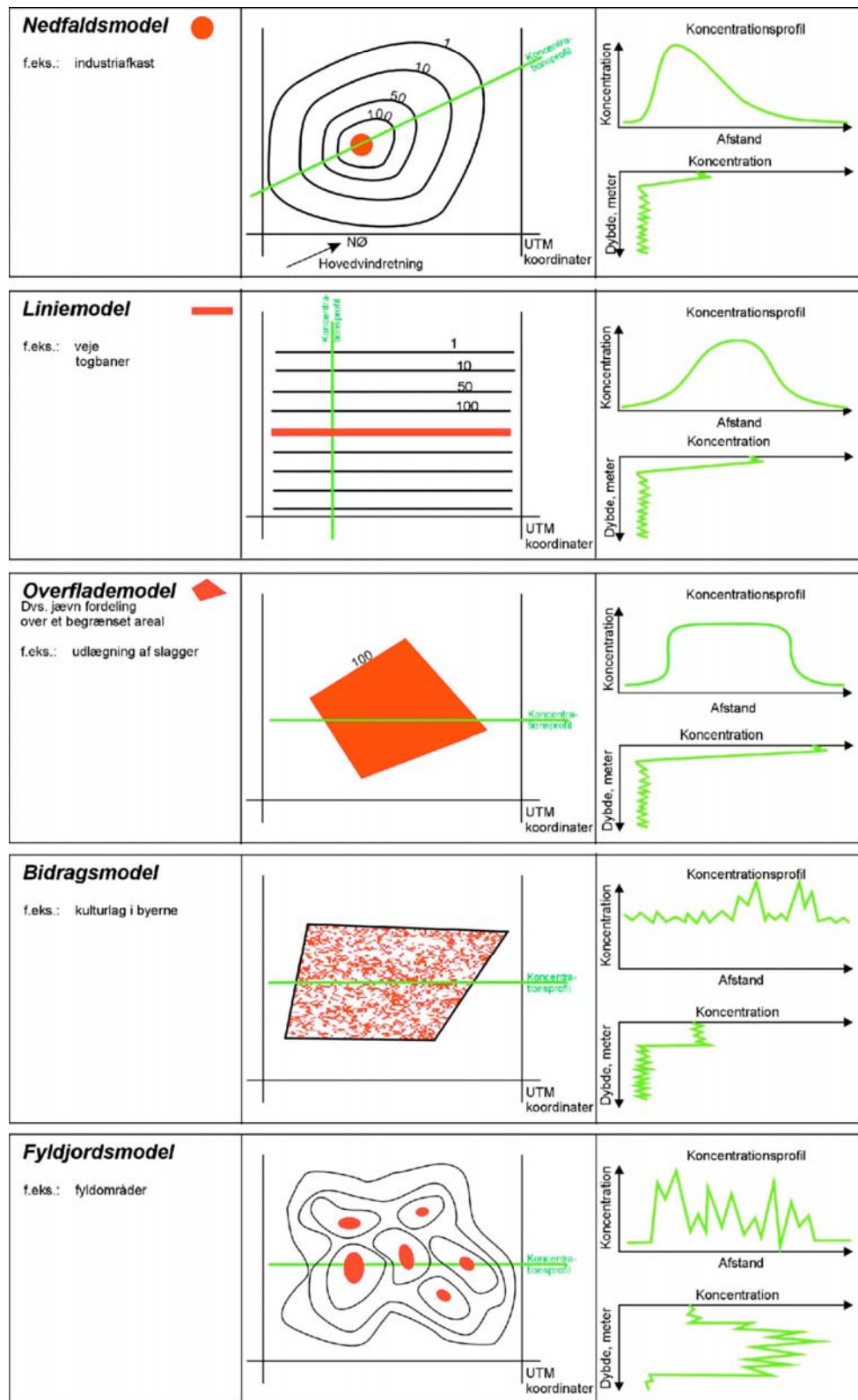
I nærværende projekt er der derfor defineret fem forureningsmodeller, som beskriver den måde, hvorpå en jordforurening kan være opstået.

De fem forureningsmodeller er baseret på et koncept udarbejdet af Amternes Videncenter for Jordforurening, som følger:

- Nedfaldsmodel: En belastning, der i sin oprindelse stammer fra luftbårne emissioner (støv, gasarter) fra en eller flere punktkilder, f.eks. skorstensafkast fra forbrændingsanlæg, krematorier, m.v. Den diffuse jordforurening aftager i styrke med afstanden fra den oprindelige punktkilde, og nedfaldsarealet kan være afhængig af vindforhold, topografiske og fysiske forhold ved punktkilden.
- Liniemodell: En belastning, der i sin oprindelse stammer fra et langstrakt element i landskabet, f.eks. veje, jernbaner m.v. Den diffuse jordforurening aftager i styrke vinkelret fra liniekilden.
- Overflademodell: En belastning, der i sin oprindelse stammer fra den jævne udspredding af et medie, f.eks. en tidligere ukontrolleret udspredding af slagge, brugt myremalm, spildevandsslam, m.v. Den diffuse jordforurening udgør en forholdsvis ensartet belastning i den øverste jordlag over hele det påvirkede areal.
- Bidragsmodell: En belastning, der i sin oprindelse stammer fra små tilfældige bidrag til jorden igennem århundreder, f.eks. de kulturlag, hvorpå byen vokser. Den diffuse jordforurening udgør en varierende og tilfældig belastning af topjorden i hele området.
- Fyldjordsmodell: En belastning, der i sin oprindelse stammer fra en systematisk påfyldning af jord, affald eller materiale af ukendt oprindelse, f.eks. fyldområder uden tydelig afgrænsning ved især lavtliggende områder, havne- og kystarealer samt ved byggemodning, terrænregulering og anlægsarbejder. Den diffuse jordforurening udgør en varierende og tilfældig belastning i dybden over hele området.

De fem forureningsmodeller er illustreret i figur 2.1. Bidragsmodellen og fyldjordsmodellen adskiller sig alene ved at fyldjordsmodellen er baseret på en systematisk påfyldning af jord af ukendt oprindelse, hvor forurenede jordpartier kan have indgået, mens bidragsmodellen er baseret på små tilfældige bidrag igennem århundreder.

For alle fem forureningsmodeller er de tidsmæssige aspekter vedrørende spredning i miljøet særdeles væsentlige. Det er i denne rapport derfor valgt at vurdere den tidsmæssige og historiske udvikling, som kan være årsagen til diffust forurenede jord. Dette er gjort i et forsøg på at identificere potentielle kilder og karakterisere arten og sammensætningen af forureningen fra disse.



Figur 2.1 De fem forureningsmodeller for diffus jordforurening
The five conceptual pollution models

2.2 Vidensopsamling

Til vidensopsamling er der ved kategorisering af diffus jordforurening anvendt følgende fem indgange:

- Byudvikling, infrastruktur og konsekvenser for diffus jordforurening.

- Karakterisering af diffus jordforurening fra industrielle kilder.
- Emissionsundersøgelser.
- Jordforureningsundersøgelser.
- Erfaringsopsamling over statistisk databehandling.

Rapporten omhandler diffus jordforurening i byområder, men kildematerialet er for størstedelen baseret på Københavnske forhold. Det må dog forventes, at tendenser og konklusioner kan overføres til andre byområder

En grundig historisk redegørelse er en forudsætning for en kortlægning af diffus jordforurening. Dette gælder navnlig afklaring af forureningsart og spredning til omgivelserne, men også afklaring af, om der kan være punktkilder i området.

Især oplysninger om jordfyld og jordart, opfyldningers oprindelse samt arealanvendelse er vigtige. Sådanne informationer kan findes i diverse lokal/nationalhistorisk litteratur samt i litteratur vedr. lokalindustri, /4,5,6,7/. Opfyldte arealer og afgrænsninger af industriområder kan desuden ofte stadfæstes ud fra gamle flyfotos. Kilder og metoder til opsamling af historiske oplysninger er grundigt beskrevet i en rapport om historisk arealanvendelse i København, /8/.

2.3 Forureningsparametre

Formålet med denne rapport er blandt andet, at identificere hvilke forureningsparametre, der kan være aktuelle i forbindelse med diffust forurenede jord. Diffus jordforurening er typisk opstået ved, at forureningen over et længere tidsrum er blevet opblandet eller fortyndet og spredt til omgivelserne. Koncentrationerne af nedbrydelige, vandopløselige og flygtige forureninger vil derfor aftage med tiden, mens de immobile og persistente stoffer vil ophobes i jordmiljøet og udgøre en diffus jordforurening.

Derfor forventes det, at relevante forureningsparametre for diffus jordforurening er de immobile og persistente stoffer.

3 Byudvikling og infrastruktur

I dette kapitel vurderes hvilke konsekvenser byudvikling har for diffus jordforurening, medens konsekvenser af den industrielle udvikling er beskrevet i kapitel 4.

3.1 Historisk byudvikling

De fleste større byer og provinsbyer i DK er anlagt i middelalderens begyndelse, ca. 1050-1225, /6,7/. Der har næsten altid ligget handelstrafikale overvejelser bag byernes placering i landskabet. Udvidelse af byerne har typisk været gennemført ved opfyldning af lavtliggende områder, i første omgang ved opfyldning med byaffald. Etablering af afdræningskanaler og dæmninger er også anvendt i forbindelse med indvinding af landarealer. Desuden er der i forbindelse med byudvikling etableret søer eller voldgrave, med ændringer i grundvands- og overfladevandspejlet til følge.

Dette har medført, at de øvre jordlag i byområder oftest er fyldjord af ukendt oprindelse og vekslende geologisk art og fyldjord kan således være af meget ældre oprindelse end selve bydelen. Hver by har sin egen udviklingshistorie, der fremgår af lokalhistoriske kilder, /4,8/.

Som et eksempel, jf. boks 1, kan nævnes en beskrivelse af den historiske udvikling i Københavns kommune anført i Miljøkontrollens rapport om arealanvendelse i København og rapporten om lossepladser og opfyldninger i København, /5,8/.

Boks 1: Byudvikling i København

København er placeret langs strandbredden. Gennem tiden er byen vokset ved opfyldning med affald og bygningsrester, indtil den har nået den nuværende udstrækning og højde over vandspejlet.

Byudviklingen er oprindelige afgrænset af voldanlægget, som på forskellige tidspunkter er blevet sløjft og erstattet af et nyt anlæg, placeret længere fra byens midpunkt. Uden for voldanlæggene fandtes typisk lossepladser og fælledele til græsning. Både i voldgrave og på fælledele blev udlagt natrenovation og affald. Latrinaffald blev også i begyndelsen af denne periode tømt i latringrubber i baggårdene.

I 1800 var Danmarks befolkningstal på ca. 900.000 heraf ca. 100.000 i København. Befolkningstallet voksede til lidt over 2 mill. frem til 1900, og indbyggertallet i København ligeledes voksede. I begyndelsen af 1800-tallet var området inden for Københavns voldanlæg tæt bebygget, /5, 8/.

I 1851 blev det tilladt, at bygge udenfor voldene. Bebyggelserne spredte sig ud fra bymidten, hvorfor lossepladserne ligeledes flyttedes længere ud. Senere, i 1890'erne, er der organiseret bortskaffelse af latrinaffald ud af byen fra depotet ved Lersøen og via togbane til bl.a. Allerød, hvor det blev afsat til bønderne. Latrindepotet ved Lersøen blev nedlagt i 1906, /9/, og indtil 1938 er latrinaffald kørt ud til landbrugsområder på Amager.

Fra 1880'erne er der sket en omfattende opfyldning af Københavns vådområder. Desuden er anlagt Frihavnen i nord og godsbaner i syd. I begyndelsen af 1900 fortsættes opfyldningen af havneområder fortsat, og der etableres lossepladser i lavtliggende kystområder, bl.a. i Kongens Enghave og Valby, som senere er udlagt til parker og kolonihaver. Fra 1940 – 1974 er der sket opfyldning af Amagerfælled, /8/.

3.2 Lov og reguleringsgrundlag

I perioden fra 2. verdenskrig til midten af 1980'erne er der sket en nærmest eksplosiv vækst af byerne i DK, idet nye store bykvarterer blev etableret uden for de historiske bykerner.

Indtil midten af 1970'erne blev byvæksten reguleret af et byudviklingsudvalg som i særlige byudviklingsplaner udlagde zoner til ny byvækst. Ligeledes skulle forurenende virksomheder i princippet godkendes af sundhedskommissionen.

Ved kommunalreformen i 1970 reduceredes antallet af kommuner, og i begyndelsen af 1970'erne blev Miljøbeskyttelsesloven vedtaget. I samme periode blev Planloven vedtaget, og varetagelsen af miljømæssige hensyn blev inddraget som et væsentligt aspekt i lovpakken. Den fysiske planlægning skulle tilstræbe, at sikre den nødvendige adskillelse mellem boligbebyggelse og forurenende virksomheder.

3.3 Byudvikling, infrastruktur og diffus jordforurening

I tabel 3.1 er opstillet en oversigt over byudvikling og mulige forureningsparametre for diffus jordforurening. En nærmere beskrivelser heraf er efterfølgende givet i afsnit 3.4.

Kilde	Forureningsmodel	Beskrivelse	Parametre
Byvækst	Fyldjordsmodel	1000- 1850: Opfyldning med jord og affald, bygningsrester, husbrand, forbrændingsrester ved boligopvarmning med træ og tørv.	Træbjærene Tungmetaller; Pb, Cu, Hg Cd, Ni, Zn, Cr
	Bidragsmodel	Bidrag fra affald og spild med træbjærene, tungmetaller: bly (blygenstande, blymønje, blyrør), glaskeramik (Pb, Cd), kviksølv, sølv, kobber (kobbergenstande).	Slagge (Pb, Cd) Dioxiner
	Nedfaldsmodel	1850 – 1975: Opfyldning med jord og affald, forbrændingsrester ved boligopvarmning med træ, koks og tørv.	Gasolie Smøreolie Motorolie
	Overflademodel	Bidrag fra affald og spild med gasolie, motorolie og smøreolie, kultjære, brugt myremalm fra gasværker, Tungmetaller: bly (akkumulator, tagplader, inddækning, kabelkapper, glas), kviksølv (medicin, barometre, termometre, batterier), sølv, kobber (elektronisk udstyr, kabler, ventiller, armaturer, byggematerialer), chrom (garverier), arsen (giftstof, medicin). Byggeaffald: mineraluld, asbest, imprægnerede træ (Cu, Cr, As, pentachlorphenol), maling (Pb, Cd), Plast PVC (dioxiner, pigmenter med Cd og Pb), brandhæmmende stoffer.	Kultjære, PAH (Asbest-fibre) Cyanid Tungmetaller; Pb, Cu, Hg Cd, Ni, Zn, Cr Pentachlorphenol DDT
		Nedfald fra boligopvarmning	PAH
	1850 – 1950: Overfladebelastning via udlægning af slagge som stabilisering, brugt myremalm på stier og arealer til at hæmme ukrudtsvækst	Tungmetaller; Pb, Cu, Hg Cd, Ni, Zn, Cr Cyanid, svovl	
	1940 –1960: Overfladebelastning via udlægning af spildevandsslam i parkerne og på boldbaner som jordforbedringsmiddel.	Olie, PAH Tungmetaller; Pb, Hg, Cd, Zn, Ni, phthalater	

Kilde	Forureningsmodel	Beskrivelse	Parametre
		1977 - 2000: Byggeaffald: fugemasse (PCB), Plast, PVC dioxiner, pigmenter med Cd og Pb, batterier med Cd og Ni, brandhæmmende stoffer i plast og skum til isolering (bundet til plastdele eller afdampes - Poly Bromerede Biphenyl, PBB, og Poly Bromerede Diphenyl Ether, PBDE), kabelskrot (PCB, dioxiner, phthalater, tungmetaller); sandblæsning af bygning (PCB fra fugemasse), rensning af eternitetage (asbest), brændeovne (aske, slagge og røg); Fyrværkerier	Olie, PAH Tungmetaller; Pb, Hg, Cd, Zn, Ni, Cu PCB, phthalater (Asbest-fibre) (PBB +PBDE- i plastdele eller frigivet som gas)
Veje	Liniemodel Fyldjordsmodel	Liniemodel 1920- 2001: Emission med forbrændingsgaser 1950-1990: bly i emissionsgaser 1985-2000: MTBE (mobile stof) i brændstof 1900 – 1976: Asfaltering med stenkulstjære, udvaskning af tjærestoffer i vejvand 1920 – 1976: Vedligeholdelse af vej med tjæreolie 1920 –2001: Asfaltering med bitumen 1940- 2001: Støv fra asfaltlid 1940 – 2001: Støv fra dækslid Fyldjordsmodel 1920- 2001: Udbygning af vejnet, motorvej, bro. 1900-1970:vejbygning med brugt myremalm fra gasværker, kulslagge 1976: vejbygning med kulflyaske, forbrændings-, stålslagge	PAH Pb (MTBE - mobile stof) Motorolie (PAH) Dieselolie Bremsevæske Hydraulikolie (Asbest- fibre) Bly Pesticider Tungmetaller; Pb, Zn, Cu Cyanid
Jernbane	Liniemodel Fyldjordsmodel	Liniemodel 1847: Damp tog med koks (sod PAH, slagge). 1930: Dieseltog (svovl, sod, PAH), 1940: Elektrificering (kobber på køreledning) Jernbane: Tjæreimprægnerede sveller, vedligeholdelse af bane med pesticider, smøring af skinner, depot med koks/ kul, afstrømning af vand med olie, PAH, pesticider Transformerstationer: (PCB), myremalm (CN) Tog: Smøreolie, asbest fra bremses og fra isolering på motor Fyldjordsmodel 1880- 1950: Udbygning af jernbanenet	PAH, Tungmetaller; Pb, Cd, As, Cr Dieselolie Kobber Pesticider PCB Cyanid Smøreolie Hydraulik olie Asbest

Tabel 3.1 Byudvikling og forureningsparametre
Town development and pollution parameters

3.4 Redegørelse for særlige emner

3.4.1 Byvækst

Den jordforurening, som opstår i forbindelse med byvækst, kan beskrives med følgende forureningsmodeller:

- Fyldjordsmodellen, hvor større arealer opfyldes eller hvor der foretages terrænreguleringer.
- Bidragsmodellen, hvor de mange små bidrag fra spild og affald gennem tiden har påvirket jorden.
- Nedfaldsmodellen, hvor atmosfærisk nedfald fra boligopvarmning forurener topjorden
- Overflademodellen, hvor forurenede jord eller materialer er udlagt i et lag over større arealer (f.eks. gødsning af grønne områder)

Udflytning fra bymidten

Befolkningsvæksten i perioden 1850 – 1950 medførte et behov for etablering af boligkvarterer uden for bykernen. Etablering af jernbaner har også haft betydning for udvidelsen af boligområderne. I perioden omkring århundredskiftet og i de første ti år blev jorden omkring stationerne udstykket og villabebyggelser voksede op omkring stationerne og de oprindelige landsbyer, /9/. Udstykningen fortsatte indtil slutningen af 1960'erne.

Kulturlag

Byerne har altid udgjort et centrum for boliger og de mange små erhvervsbrancher, som betjente service- og handelsvirksomheder. Det kan forventes, at både erhvervs- og husaffald før i tiden har været tilført det nære jordmiljø. Diverse bygningsmaterialer har ved nedrivning eller i forbindelse med brand ligeledes været tilført jordmiljøet. Hertil skal det nævnes, at forbrænding af organisk materiale med kogsalt kan medføre dannelse af små mængder dioxiner. Det kan nævnes, at bly og kobber har været anvendt som bygningsmaterialer, og at tjæring (træbjæring og stenkulstjæring) af træmønstre har været almindeligt. I 1960'erne var eternit med asbest almindeligt i mange boligkvarterer, ligesom asbest har været anvendt til isolering i virksomheder.

Boligopvarmning

Røgemissioner og affald fra boligopvarmning (1800–1950) med tørv, koks, kul og træ i kakkelovne, pejse og brandovne (sod, slagge, aske, PAH'er, dioxiner) kan forventes at have påvirket det nære jordmiljø i boligområderne og bymidten. Blandt andet er slagge fra forbrænding blevet tilført jordmiljøet. Petroleumsovne og -lamper (sod) har også været anvendt siden begyndelse af 1900'erne. I perioden fra 1860 til 1960 blev bygas indledningsvis anvendt til belysning, og herefter til opvarmning og madlavning (gasblus/-komfur). Jordforurening fra gasværker er dog hovedsagelig knyttet til produktionsstedet.

I slutningen af 1950'erne kom billig arabisk olie til de europæiske markeder, og der blev etableret fjernvarmeanlæg i mange byer. Overgangen til boligopvarmning med fyringsolie i 50'erne medførte emissioner af sod, svovl og PAH'er i boligområder. Naturgas har været anvendt i stigende grad siden sidst i 80'erne og er mindre forurenede for jordmiljøet, idet det har et meget lavt svovlindhold i forhold til fyringsolie. Ligeledes har fjernvarmeforsyning erstattet meget af den private boligopvarmning. Røg fra fjernvarmeanlæg renses i dag for svovl og nitrogaser samt sod. Røgrensningen fjerner også PAH-forbindelser. Før krav om røgrensning og optimering af processerne har kraftværker, fjernvarmefabrikker og forbrændingsanlæg tilført et væsentlig bidrag til luftforurening.

Affald

I 1860 fik København sin første sundhedskommission, som fastsatte regler for afløb, bortskaffelse af dag- og natrenovation samt vandforsyning. Natrenovation blev prioriteret højt, men først i 1902 kom der en betænkning om dagrenovation.

I 1926 blev det konkluderet, at formuldninger på lossepladser foregik tilstrækkelig hurtigt, og at man ligeledes skabte landindvinding ved opfyldning i lossepladserne. Det blev derfor besluttet at fortsætte med lossepladserne i stedet for afbrændingsanlæggene. Denne praksis fortsatte helt frem til 1970'erne. Dog blev der udviklet et system, hvorved den daglige mængde affald blev overdækket med et tyndt lag muld, dannet af ældre komposteret affald, /8/.

I 1974 begyndte man med forbrænding i ovne i Københavns Kommune, hvilket dog producerede store mængder aske og slagge. I andre store byer og i Frederiksberg og Gentofte påbegyndtes forbrænding af affald i begyndelsen af

1900-tallet. Industriaffald udgjorde i 1930'erne i stigende grad hovedbestanddelen af renovationen i lossepladserne. Brande, især industriaffald, medførte, at lossepladserne fortrinsvis blev placeret kystnært. Efter ca. 1930 blev benzin og olie fra benzinudskillere samt affaldsolie og benzin samlet i særlige beholdere og kørt til lossepladserne. Affaldets sammensætning har ændret sig gennem tiden. Papir, plastik og blikprodukter har siden ca. 1930 udgjort en stigende andel. Mængden af aske er faldet som følge af overgangen fra kakkelovne til oliefyr og naturgas. Mængden af spildolie og andre kemikalier er steget. Mængden af slam fra rensningsanlæg for kloakvand, der er blevet deponeret på lossepladserne, er ligeledes steget gennem tiderne. I en rapport fra 1990 er indholdet af de forurenede stoffer i byggeaffald vurderet, /10/.

Slam fra spildevandet har i perioden 1940-1960 været benyttet som gødning i parker og på boldbaner.

I tabel 3.2 og 3.3 er angivet indhold af miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand og slam.

Stofparametre fra boligområder		Middel	Std. afv.	min	max
Anioniske detergenter	mg/l	6,8	2,9	2,5	9,8
Kationiske detergenter	mg/l	2,5	0,88	1,9	3,9
Nonioniske detergenter	mg/l	0,58	0,45	<0,5	1,4
Sum af (18) PAH'er	mg/l	0,3	0,39	0,037	1,1
Benzo(a)pyren	mg/l	<0,05		<0,05	0,055
DEHP	mg/l	31	5,2	24	39
Nonylphenol	mg/l	9,8	5,8	5,3	21
LAS	mg/l	570	230	200	810
EDTA	mg/l	670	450	<100	1.200
As	µg/l	0,37	0,18	0,1	0,6
Cd	µg/l	0,58	0,49	0,2	1,4
Cr	µg/l	1,8	1,74	0,6	4,5
Cu	µg/l	105	68	50	240
Hg	µg/l	0,53	0,35	<0,2	1,1
Ni	µg/l	11	7,2	2	22
Pb	µg/l	32	36	<1	100
Zn	µg/l	217	94	90	380

Tabel 3.2 Oversigt over miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand, /11/
Overview of environmental pollutants in household waste water

Stofparametre*		Herning		Skævinge		Marselisborg	
		Vinter	Sommer	Vinter	Sommer	Vinter	Sommer
Sum af PAH (18)	µg/kg	6000	2100	1000	1500	2900	3100
Benzo(a)pyren	µg/kg	180	90	90	120	110	80
Dibenz(a,h)anthracen	µg/kg	<20	<20	<20	<20	<20	<20
DEHP	µg/kg	120000	38000	17000	18000	41000	37000
Nonylphenol	µg/kg	62	150	110	93	55	88
Chlorbenzener	µg/kg	317	25	18	20	58	26
Triphenylphosphat	µg/kg	<1000	<700	1900	1100	<300	<700
LAS	µg/kg	400	510	280	200	3070	4640
Pentachlorphenol	µg/kg	<10	<5	45	31	<5	10
4-chlor-3-methylphenol	µg/kg	290	31	<5	<5	<5	<5

*Der er ikke fundet DDT, HCH eller andre chlorphenoler.

Tabel 3.3 Oversigt over organisk miljøfremmede stoffer i spildevandsslam, /12/
Overview of organic environmental pollutants in waste water sludge

3.4.2 Vejnet

Jordforureningen fra trafikken kan beskrives med følgende forureningsmodeller:

- Liniemodellen, fordi jordforurening stammer fra kumulative emissionsbidrag fra de mange punktkilder (biler, busser, lastvogne) som bevæger sig på vejnettet, samt afstrømning af vejvand, vedligeholdelse af veje, anvendelse af pesticider m.v.
- Fyldjordsmodellen, idet vejbygning ofte har omfattet terrænregulering og flytning af store mængder jord.

Vejnet og trafiktal

Hovedlandevejene på Sjælland er anlagt frem til 1800, på Fyn indtil 1820 og i Jylland frem til 1867. Landevejene på Bornholm er anlagt i perioden 1800 – 1900, /13/.

Udviklingen af automobiler og det stigende antal privatbilister i perioden fra 1930'erne til 1970'erne betød, at man allerede i 1950'erne begyndte at udbygge vejnettet. For en stor del bestod dette i asfaltering af allerede eksisterende grusveje, de såkaldte sekundære veje.

I 1937 blev motorvejen fra Jægersborg til Helsingør anlagt som aflastningsvej for Lyngbyvejen, og motorringvejen omkring København er anlagt i 1970'erne, /13/.

I det følgende år gik man for alvor i gang med et ret omfattende motorvejsbyggeri, og modernisering af det bestående vejanlæg. Desuden blev der nu bygget mange broer, dels nye broer, dels 2. generationsbroer som den ny Lillebæltsbro og Farøbroen, /14/.

I tabel 3.4 ses udvikling med tiden for vejnettet.

	1929	1954	1973	1998
Automobiler, antal	89.036	277.565	1.448.093	1.627.799
Offentlige veje, km	51.164	53.837	65.356	71.462
heraf				
statsveje				1.619
amtsveje				9.961
kommuneveje				59.882

Tabel 3.4 Oversigt over vejnet og antal automobiler, /15,16/.

Overview of length of road net and number of vehicles

Imidlertid, har trafikvækst medført, at trafiktætheden på vejnettet også har været stærkt stigende med tiden. I tabel 3.5 gives en oversigt over udviklingen i årsdøgntrafikken fra 1938 – 2000.

	Årsdøgntrafikken (antal biler pr. dag)					
	1938	1955	1960	1970	1990	1999/2000
Knippelsbro, Kbhvn.	9.700					31.400
Langebros, Kbhvn		33.300				62.200
Sjællandsbro, Kbhvn.			13.400			44.500
Limfjordsbroen, Aalborg				30.400		31.000
Gl. Lillebæltsbro, Fyn	1.600					7.100
Ny Lillebæltsbro, Fyn				13.500	27.900	45.300
Storebæltsbroen						18.900
Motoringvejen, Husum					47.600	71.400
Ring 4 syd for Hillerødmotorvej					15.000	19.300
Køgebugtmotorveje ved Hundige					64.600	89.900
Frederikssundvej ved Ballerup					34.600	38.700
Helsingørmotorvej ved Gentofte sø					48.300	61.500
Nord Jydsk motorvej syd for Aalborg					18.900	33.600
Sydjydskmotorvej ved Haderslev					14.500	24.000
Hovedveje, skøn						20.000-35.000
Landeveje, skøn						4.000 – 10.000
Mindre veje, skøn						1.000 – 4.000
Boligområder, skøn						<1.000

Tabel 3.5 Trafiktal, /15,17/

Number of vehicles on different road sections

Udvikling kan også udtrykkes i millioner køretøjskilometer. For alle veje er der konstateret en stigning fra 35.447 til 45.972 mio. køretøjskm i perioden 1989 til 1999. Hovedbidrag ses ved en stigning på 100% på motorveje, /15/.

Brændstof

Som brændstof anvender automobiler hovedsagelig benzin eller dieselolie. Begge produkter er dannet ved raffinering af råolie. Moderne brændstof er væsentligt anderledes i sammensætningen end tidligere.

For dieselolie er svovlindholdet faldet fra 0,8% (før 1980) til mindre end 0,05% (1996), dog 0,005% i let dieselolie. Netop svovl er problematisk pga. dannelse af de fine og ultrafine partikler, som er sundhedsskadelige. Svovlpartikler optager PAH'er og øger dermed nedfaldet af PAH'er langs veje og omkring boliger, som fyrer med fyringsolie.

For benzin er der sket en nedsættelse af blyindhold fra mere end 0,6 g/l til mindre end 0,4 g/l i 1978. Alkylerede blyforbindelser er blevet tilsat for forbedring af oktantal. I 1985 introduceredes benzin med oktantal 92 og 95, og i 1986 blev blyindholdet i den blyholdige benzin nedsat til 0,15 g/l, samtidigt med at grænsen for benzenindhold blev fastsat til 5% . I 1989 blev blyfri benzin, 98 oktan med et indhold på ca. 2–3% MTBE (methyl-*tert*-butylether), lanceret i Danmark. MTBE er et benzinadditiv, der øger oktantal, som en erstatning for bly. I 1993 blev blyindholdet yderligere reduceret til 0,05g/l, og fuldstændigt fjernet i 1994.

Oktantal kan øges ved ligeledes at øge aromatindholdet, herunder benzen. Men da benzen er særdeles uønsket i benzin, er benzenindholdet også blevet reguleret gennem årene. I 1996 blev benzen begrænset til max. 3%, og yderligere reduceret til 1% i 2000, /18/.

Vejbygning

Fra 1820 til 1920 blev makadamisering anvendt til vejbygning, /13/. Store skærver blev lagt i et lag på 15-20 cm, og der udførtes efterfølgende nedvanding af sand og grus. Omkring år 1900 begyndte man at hælde tjære over makadammen for at dæmpe støvgenerne. Man har desuden i perioder iblandet brugt gasrensemasse (brugt myremalm) i gruset som ukrudtsmiddel og anvendt svitsede skærver (svitset med gasværkstjære), /13/. Vejmateriale genanvendes i væsentligt omfang.

Fra begyndelsen af det 20 århundrede og frem til 1976 blev der udelukkende anvendt tjæren. Siden 1920'erne er bitumen i stigende grad anvendt sammen med tjære eller som erstatning, /15/. Især i begyndelsen af 1950'erne er forbruget af bitumen stærkt stigende, mens forbruget af tjære er stærkt faldende, /19/. Vejtjære opblandes med kreosot- og anthracenolie samt evt. bitumen 15 – 85%. I dag er asfalt alene baseret på bitumen, som har et væsentligt lavere indhold af PAH'er, men der anvendes i dag stadig 20% genbrugsasfalt.

Indtil 1968 har kultjære også være anvendt i asfalt, ligesom anvendelse af kultjære som klæbemiddel i bitumen (tjærebrændt asfalt) har været anvendt frem til omkring 1976, /19/.

Ved udførelse af ny vej lægges flere lag asfalt med forskellige egenskaber oven på et bærelag. Ældre veje blev ofte renoveret ved en overfladebehandling, hvor der foretages oversprøjtning med varm bitumen og udlægning af småsten. Asfaltforbruget i vejsektoren er i dag ca. 3 mio. tons/år, hvoraf ca. 10% er genbrugsasfalt.

Vejvand og vejstøv

Der findes en række miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømningen fra befæstede arealer, /20/.

Overfladestrømning fra befæstede arealer er vand, der løber fra vejoverflader, parkeringspladser, hustage eller lignende. I byområder ledes overfladevand til et rensningsanlæg eller direkte til recipient. Før i tiden afstrømmede vejvand sandsynligvis langs rabatten.

Både danske undersøgelser og udenlandsk litteratur har rapporteret høje indhold af bly, cadmium, chrom, kobber, nikkel, zink og PAH'er i afløbsvand samt i sedimentet i de recipienter, som modtager vejvand., /20/. Typiske koncentrationer fra Skovlunde (boligområde) og Bagsværd (motorvejsareal med 22.500 biler/døgn) er vist i tabel 3.6 baseret på kilder i /20/.

	Sediment Skovlunde-Bagsværd mg/kg TS	Vejvand (ink. partikulært) Skovlunde-Bagsværd µg/l
Bly	280-64	64-76
Cadmium	0,73-0,74	0,63-0,82
Chrom	14-17	8,4-23
Kobber	82-180	46-250
Kviksølv	0,046-0,021	0,06-0,095
Nikkel	13-10	9,6-27
Zink	590-400	320-430
Sum af (16) PAH'er	5,1-4,4	2,9-7,0
BaP	0,47-0,16	0,1-0,17
Dibenz(a,h)anthracen	<0,02	0,011-0,035
Blødgørere, sum	29,14-14,32	20,05-49,99
DnBP	0,49-0,43	1,1-1,5
DEHP	28-13	17-44
BTEX	0,082-0,053	0,45-0,42
Chlorerede (1,1,1TA, TCE, TeCE)		1,99-0,24
Total kulbrinter	2,500-0,490	590-860
Chlorbenzener	0,029-0,005	0,033-0,0213
Chlorphenoler		0,071-0,115
Nonylphenol	4,700-2,200	5,8-5,6
Phosfat-triestre	0,137-0,097	0,226-0,31
PCB (sum af 7)	?-0,0173	<0,005
Dioxiner	0,000248-0,000163	
Herbicider*		0,05 - 0,34

* diverse: isproturon, dichlobenil, 2,6-dichlobenzamid, merchlorprop, MCPA, dichlorprop, 2,4-D, DNOC, simazin, terbuthylazin

Tabel 3.6 Oversigt om miljøfremmede stoffer i vejsediment og vejvand, /fra 20/.
Overview of environmental pollutants in road sediment and road runoff water.

Højere indhold af miljøfremmede stoffer er fundet i vejvand fra servicearealer, parkeringspladser og fra tage. Vejvand tæt på kreosotimprægnerede pæle indeholdt op til 552 µg total PAH'er/l umiddelbart ved siden af pælen og 23,3 µg total PAH'er/l i 4 meters afstand fra pælen, /21/.

I /22/ konkluderes det, at der er en direkte sammenhæng mellem trafikintensiteten og indholdet af PAH'er i partikelfasen i luften. Andre undersøgelser, /23/, har vist, at ca. 14% af PAH-indholdet i vejvand er i opløst form og resten bundet til partikler. Dette betyder, at PAH'er kan forventes i drænsediment, langs veje og i rabbatjord.

Gummistøv fra dækslid indeholder højmolekylære olieprodukter og PAH'er. PAH-bidraget fra gummistøv fra dækslid (14 tons/år) vurderes i Sverige at være væsentligt større end bidraget fra asfaltslid (4 tons/år), emissionen fra biler med katalysator, eller fra dieselvogne, der kører på miljødiesel, /24/. Endvidere vil slid fra kultjæreholdig asfalt have været en dominerende kilde til PAH'er i vejstøv. I tabel 3.7 er PAH-sammensætning i vejstøv, dækslid, og bremsebelægninger sammenlignet, /25/.

	Dækslid	Vejstøv	Bremsebelægninger
Phenanthren mg/kg	11,8	3,9	0,97
Fluoranthren mg/kg	11,1	6,9	0,69
Pyren mg/kg	54,1	9,4	1,1
BaP mg/kg	3,9	2,3	0,74
Σ Sum af (23) PAH mg/kg	226,1	58,7	16,2

Tabel 3.7 PAH-sammensætning i partikler fra dækslid, vejstøv og bremsebelægning, /25/.
PAH composition in particles from tire wear and tear and road and brake dust.

I vejstøv findes desuden tungmetaller som bly, vanadium og nikkel. Endeligt kan der nævnes saltpladser, hvor vejsalt opbevares, og hvor der kan ske udvaskning og spredning af cyanidforbindelser samt natriumklorid.

3.4.3 Jernbaner

Jordforureningen fra jernbaner kan beskrives med følgende forureningsmodeller:

- Liniemodellen, fordi jordforurening stammer fra de kumulative bidrag fra drift af jernbanestrækningen; emissioner fra tog, afstrømning af vand og anvendelse af herbicider.
- Fyldjordsmodellen, idet jernbaneanlæg ofte har omfattet terrænregulering og flytning af store mængder jord.

Jernbanenet

Den første jernbane i Danmark blev i 1847 åbnet mellem København og Roskilde. I 1856 blev banen forlænget til Korsør, /26/. Udbygningen af jernbanenet fortsatte i 1860'erne indtil begyndelsen af 70'erne. Allerede i 1875 var det danske hovedbanenet stort set færdigt. Herefter blev fortrinsvis bygget sidelinier, der forbandt hovedlinierne, samt oplandsbaner, der skulle knytte landbefolkningen tættere til de større byer. Da jernbanenettets udstrækning var på sit højeste i 1920'erne, var der 5.400 km jernbane, /14/. Siden er mange strækninger blevet nedlagt, /26/. Mange privatbaner blev i 1960'erne nedlagt eller omlagt til godsbaner. Tilsvarende skete for DSB's sidebaner i begyndelsen af 1970'erne, /29/.

I tabel 3.8 ses udviklingen med tiden for jernbanerne.

	1929	1954	1973	1998
Statsjernbane, km	2.509	2.650	1.999	2.029
Privat jernbane, km	2.733	2.039	494	495

Tabel 3.8 Oversigt over jernbanernes længde, /15/.
Overview of length of railway related to period

Brændstof

De tidligste tog var damptog. I 1930'erne begyndte de mere rationelle dieselmotorer at afløse dampkraften, også i tog, /30/. Den ordinære dampogsdrift blev helt afviklet i 1968. Røg fra damptog var ofte sort af sod, og nedfaldet kunne ses lang banestrækningerne. I 1936 blev banedriften elektrificeret på de nuværende S-togs strækninger, /30/.

Dieselmotorer er mindre forurenende end de tidligere damptog, men medfører stadig emission af sod og PAH'er. Elektrificering af banestrækningerne gav dog andre påvirkninger. Blandt andet ses en påvirkning med kobber fra slid på kørestrømsledninger. I princippet kan bremserne i alle typer tog havde indholdt asbest, ligeledes kan asbest har været anvendt som isolering af motoren.

Etablering og vedligeholdelse

Etablering af jernbanerne skabte store anlægsarbejder og jordflytninger. Etablering af nordbanen i 1864 (København-Hillerød-Helsingør) krævede flytning af ca. 968.000 m³ jord, /9/.

Jernbanens stålskinner blev anlagt på jernbanesveller lagt på skærver. Oprindeligt blev der anvendt jernbanesveller imprægneret med kreosot (fra stenkulstjære), mens man er i dag gået over til betonsveller. I jordprøver fra en jernbanestrækning

med kreosotbehandlede jernbanesveller er der fundet 3,1 mg PAH'er/kg, medens svellerne selv indholdt 62.000 mg PAH'er/kg træ, /21/.

I de tidlige dampogs dage var der behov for depoter med kul og koks og vandtårne, hvor der kan være opstået overfladeforurening med kulstøv. Ved driften af dieseltog er der etableret dieselolietankdepoter. Vedligeholdelse af skærvelag kræver ukrudtsbekæmpelse samt udskiftning og renovering af skærver (vask). Brugt gasrensemasse fra gasværker (myremalm) kan have været anvendt som ukrudtsmiddel på banestrækninger og ved depoter. Togmotorer skulle smøres og kan have medført oliespild langs banestrækningerne. Flangesmøring og adhæsionsbevarende smøring af skinner er ligeledes vedligeholdelsesoperationer, som kan have ført til jordforurening langs banestrækningerne.

Da PCB anvendes i hydrauliske systemer og som isolatorer i kondensatorer og transformatorer, kan det tænkes, at der kan fremkomme jordforurening med PCB langs jernbanestrækninger (især ved transformatorstationer). Ligeledes er der ved transformatorstationer, risiko for jordforurening med kviksølv fra kviksølvkontakter.

4 Industriudvikling

4.1 Historisk udvikling

Den industrielle fremstilling indledtes omkring 1870 og voksede kraftigt i 1890'erne, /5,8/. Hovedparten af industrien fandtes i København og andre større byer, /8/. I 1940'erne indledtes der yderligere en kraftig vækstperiode.

Før 1870 var produktionsvirksomheder håndværksprægede. Ved industrialiseringen skete der en vækst inden for metal- og beklædningsindustrien samt inden for maskinfabrikation. I provinsbyer fandtes tekstil- og næringsmiddelindustrien. Andre vigtige industrier har omfattet råstofindvinding, f.eks. teglværker i Nordsjælland og Aalborg-omegnen samt cementfabrikker i Aalborg. Ligeledes kan der nævnes papirfabrikker med stort vandforbrug i Næstved og Silkeborg samt de danske sukkerfabrikker. Jern- og metalvirksomhederne har været dominerende i begyndelsen af 1900-tallet. Antallet af kemiske virksomheder har været stigende frem til 1950, hvorefter der er sket en reduktion i antallet.

Mange mindre industrier opstod i tæt bebyggede områder i byerne, især før 1900. Industrikvarterer var ofte blandet bolig og erhvervsområder, jf. boks 2.

Boks 2: Industriudvikling i København

Fra omkring slutning af 17 hundredtallet har det været forbudt at have forurenende industrier (dvs. røg- eller lugtgener) indenfor byen. Placering af industrier er fra 1800 til 1900 desuden i en vis grad blevet reguleret af Sundhedskommissionen. Adgang til transportvejene, f.eks. jernbane og havne samt mulighed for etablering af egne jernbanespor, var af stor betydning for industriens placering. Ved etablering af vejnet uden om København i 1950'erne blev industrikvarter flyttede yderligere væk fra bymidten.

I forbindelse med industriregistrering og erhvervstælling i 1935, /8/, noteres at et stort antal virksomheder inden for navnlig kemiske industri har mindre end 5 ansatte. Disse mindre baggårdsvirksomheder er gennem tiden blevet saneret og erstattet af større industrier eller overgået til anden anvendelse. I perioden omkring år 1900 er stort set al industri flyttet ud fra bymidten. Dette gælder dog ikke handel- og servicevirksomheder. I løbet af 1950'erne er antal af virksomheder i København stagnerende eller dalende. Til gengæld registreres et stigende antal industrivirksomheder i forstadskommunerne

Der er mange steder i København sket en sammenblanding af industrikvarter og boligbebyggelse. I Miljøkontrollens "Historisk kortlægning af arealanvendelse i København", /8/, har man dog kunne kortlægge industri kvarterer, beboelsesområder, grønne områder og områder, hvor arealanvendelsen er blevet ændret.

De større industrier i København har været placeret f.eks. ved Sydhavnen og Kongens Enghave samt langs Amagers østkyst. Det er beskrevet, at baggrunden for den kystnære placering er, at røgen fra de mange skorstene med den herskende vestenvind helst skal drive væk fra boligområder, /8/. I selve Københavns by fandtes talrige små virksomheder omfattende produktion af malervarer, sværte og smørelse, æsker og karton, gummivarer, valsemasse, galvaniske elementer, maskinfabrikker, jernstøberier, garverier, ladestationer, /8/.

4.2 Lov og reguleringsgrundlag

Før vedtagelsen af miljøbeskyttelsesloven i 1973 var forurenende industrier reguleret ved sundhedsvedtægter via sundhedskommissionen i de enkelte kommuner. Ved indførelsen af miljøbeskyttelsesloven udkom diverse vejledninger, bl.a. vejledningen om begrænsning af luftforurening fra virksomheder.

Kommunekemi etableredes i 1971 og i Miljøministeriets Lov om bortskaffelse af olie- og kemikalieaffald af 1972 samt bekendtgørelse om kemikalieaffald af 17. marts 1976 stilledes krav om forsvarlig bortskaffelse af kemikalieaffald. Kemikalieaffald blev reguleret i forhold til affaldskort med angivelse af affaldsart, -oprindelse, -bortskaffelse og sikkerhedsforanstaltninger m.v. Desuden blev der udarbejdet branchekataloger for kemikalieaffald, /31/, som både omfatter en affaldsoversigt og et brancheindex med navneregistre og kapitel 5-koder, samt en henvisning til affaldsnr. for hver branche.

4.3 industriudvikling og diffus jordforurening

Jordforurening fra industrien betragtes normalt som punktforurening. I /32/ er der udarbejdet en rapport om status og erfaring med kortlægning af kilder til jordforurening. Blandt litteraturkilder kan henvises til branchebeskrivelser og faktaark, udarbejdet af Amternes Videncenter for Jordforurening, /121/. I kortlægningsvejledningen, /33/, angives ligeledes en liste over kilder til jordforurening og forslag til indsamling af kildemateriale i forbindelse med kortlægning. Desuden kan der henvises til, /4/, for en mere grundig gennemgang af kilder til industrikortlægning.

Punktkildernes bidrag til diffus jordforurening opstår typisk som følge af luftbåren forurening fra industriens emission til luften. Men også spild, henlæggelser og deponering må antages at bidrage til den diffuse jordforurening. Dette gælder især perioden før vedtagelsen af Miljøbeskyttelsesloven, idet . affald fra før 1970 ofte blev deponeret i tilfældige opfyldninger. Ved nedrivning og byggemodning af arealer, som har tilhørt mindre virksomheder og industrier, kan forurenede materialer eller jord have været bortskaffet og anvendt ved terrænregulering/opfyldning. Hvorvidt en forurenende industri kan have bidraget til diffus jordforurening, afhænger af industriens art og driftsperiode. Generelt kan det antages, at industrier etableret før vedtagelsen af Miljøbeskyttelsesloven bidrager i højere grad end nyere industrier til den diffuse jordforurening i byområder.

I tabel 4.1 er angivet en oversigt over typiske former for diffus jordforurening fra industrikilder og de forventelige forureningsparametre. I tabel 4.1 er oplistet en række typiske forureningsparametre fra punktkilder, men det skal bemærkes, at vandopløselige og flygtige stoffer ikke vurderes som relevante i forbindelse med diffus jordforurening. Endvidere er det usikkert om hvordan der kan tilrettelægges et måleprogram for asbest (som fibre) i forbindelse med diffus jordforurening.

Kilde	Forureningsmodel	Beskrivelse	Parametre
Røg fra skorstene (se også kapitel 5; emissionsundersøgelser)	Nedfaldsmodel	1855: Gasværker, kulgasværker, vandgasværker, sugegasværker 1870: Kemisk produktion, Fabrikker, Jern- og stålværker, støberier, skibsværfter 1920: Asfaltfabrikker, Tagpapfabrikker, Raffinaderier 1950: Kræftværker, skrotpladser og produkthandler 1960: Forbrændingsanstalter, krematorier	PAH'er, dioxiner PAH'er, dioxiner; tungmetaller; Fe, Cu, Cr, Cd, Pb, Zn, Ni, Mo PAH'er, dioxiner, tungmetaller PCB, Hg
Affald	Overflademodel Bidragsmodel Fyldjordsmodel	1800-1974: Affald fra mindre produktionssteder er deponeret, henlagt eller spildt lokalt. Fabrikker (slagge, olieprodukter), Maskinværksteder, maskinfabrikker (slagge, olieprodukter) Støberier (slagge, chl. opløsningsmidler, Cu, Cd, Pb, Zn, Sn, Ni, Mo) Garverier (Cr, Cu)	Olieprodukter (benzin, petroleum, diesel, smørelolie, hydraulikolie), BTEX (vandopløselige og flygtige)

Kilde	Forureningsmodel	Beskrivelse	Parametre
		<p>Træimprægnering (Cu, Cr, As, træmjæ, F, pentachlorphenol)</p> <p>Tekstil og imprægneringsvirksomheder (Cr, Cu, Ni, opl. midler, chl. opl. midler, phenoler og pentachlorphenol)</p> <p>Kemisk industri (diverse stoffer)</p> <p>Farve/lakindustri (olieprodukter),</p> <p>Jern- og stålværker (slagge, tungmetaller),</p> <p>Gasværker (stenkulstjære, brugt myremalm, slagge, gasvand, phenoler, cyanid).</p> <p>Skibsværfter (træmjæ, stenkulstjære, olieprodukter, chl. og vandblandbare opløsningsmidler, organotin)</p> <p>1920:</p> <p>Benzinstationer (benzin, BTEX, olieprodukter),</p> <p>Galvaniseringsanstalter (opløsningsmidler, Cu Cr Cd Pb As Zn)</p> <p>Mejerier (olieprodukter)</p> <p>Asfalt/tjære/tagpapfabrikker (BTEX, stenkulstjære, PAH'er)</p> <p>Mineralolieraffinerer (olieprodukter, BTEX, Mo, V, Ni, Pb)</p> <p>Autoværksteder (olieprodukter, BTEX, Mo, V, N, asbest)</p> <p>Farmaceutiske industri (chl. og vandblandbare opløsningsmidler)</p> <p>Pesticidproduktion (chlorphenoler, -phenoxyrer, chl.-, vandblandbare-, alifatiske/aromatiske opl. midler, olie, m.v.)</p> <p>Fotografiske industri (Ag, Al)</p> <p>Farvelak (opl., chl. opl. midler, olie)</p> <p>Trykkerier (chl. og vandblandbare opløsningsmidler, Cr, Ni, Cu, Hg, Pb)</p> <p>1930:</p> <p>Renserier (alifatiske opløsningsmidler, chl. opl. midler, freoner)</p> <p>Industriakering (chl. opl. midler, opl. midler)</p> <p>Vulkaniseringsanlæg (olie, chl. og vandblandbare opløsningsmidler)</p> <p>Elektronikindustri (chl. opl. midler)</p> <p>Lossepladser (Opsamling og afbrænding af spildolie)</p> <p>1940:</p> <p>Plastvirksomheder (Vandblandbare opl. midler, phthalater, nonylphenol)</p> <p>Rengøringsmidler (EDTA, detergenter)</p> <p>Korn- og foderstof (Hg)</p> <p>1950:</p> <p>Kræftværker,</p> <p>Varmeværker (Hg-kontakter)</p> <p>Rensningsanlæg (Hg- kontakter)</p> <p>Transformerstationer (PCB, chlorbenzener, olie),</p> <p>Fugemasse og tryksvæte (PCB blev forbudt i 1970'erne)</p> <p>Blyholdige benzin(BTEX, Pb)</p> <p>Produktthandler (opløsningsmidler, olieprodukter, Pb, Cr, Ni, Cu, Hg)</p> <p>Gasuld/glasfibre (phenoler)</p> <p>1960:</p> <p>Forbrændingsanlæg: flyveaske, slagge</p> <p>1985:</p> <p>MTBE-holdige benzin 1,2-dibromethan, dichlorethan</p>	<p>Tungmetaller: Cu, Cr, As, Cd, Pb, Zn, Ni, Sn, Mo</p> <p>Phenoler</p> <p>Pentachlorphenol</p> <p>Stenkulstjære, træmjæ;</p> <p>PAH'er inkl. BaP</p> <p>Cyanid (kan være vandopløselige)</p> <p>Chlorerede opløsningsmidler (flygtige)</p> <p>Vandblandbare opl. midler (vandopløselige)</p> <p>Asbest (fibre)</p> <p>Chlorphenoler/-benzener/ -phenoxyrer (vandopløselige)</p> <p>Alifatiske/aromatiske opl. midler (flygtige)</p> <p>Pesticider</p> <p>Ag, Al</p> <p>Phthalater, nonylphenol</p> <p>EDTA (vandopløselige)</p> <p>Detergenter (vandopløselige)</p> <p>Hg</p> <p>PCB</p> <p>MTBE, 1,2-dibrommethan, 1,2-dichloethan (flygtige)</p>

Tabel 4.1 Industriudvikling og forureningsparametre ved diffus jordforurening.
Industrial development and pollutant parameters for diffuse soil pollution.

4.4 Redegørelse for særlige emner

4.4.1 Røg og emissioner

Ved indførelsen af Miljøbeskyttelsesloven i 1973 blev udarbejdet diverse vejledninger, bl.a. vejledning om begrænsning af luftforurening fra virksomheder. Dette skal ses på baggrund af, at industrisamfundet er baseret på et kolossalt energiforbrug, der involverer forbrænding af kul, olie og gas. De væsentligste forureningskomponenter, der opstår ved ufuldstændig forbrænding, er sodpartikler og kulbrinter, såsom PAH'er, dioxiner m.v.

Herudover forekommer der emissioner fra industrien via udledning fra skorstene, udluftningsrør m.v. Disse kan både omfatte produkter fra ufuldstændig forbrænding (sod, PAH, dioxiner) og kemikalier (organiske opløsningsmidler, chlorerede opløsningsmidler, freoner, PCB'er og tungmetaller).

Lovgivning med hensyn til regulering af skorstenshøjde i forhold til nedfaldsomsråde er først indført i forbindelse med Miljøbeskyttelsesloven. Nedfaldsarealet er både betinget af skorstenshøjden, områdets topografi, de herskende vindforhold og partikelstørrelsen i røgen. Partikelstørrelsen er meget afhængig af anlæggets opbygning/funktion, temperatur i ovn/skorsten samt røgens kemiske sammensætning. Større partikler nedfalder inden for kortere afstand af kilden end de meget fine partikler. Således kan luftforurening transporteres flere tusinde kilometer, men nedfaldsarealet ligger typisk inden for 1-2 km fra kilden.

Emissionsundersøgelserne er omtalt i kapitel 5.

4.4.2 Affald

Før indførelsen af Miljøbeskyttelsesloven i 1973 er mange kemiske forbindelser endt i spildevand, som er ledt til lokale recipienter eller rensningsanlæg. Slam fra rensningsanlægget er herefter udbragt på landbrugsjord eller til parkerne i byerne. Ligeledes er bundsedimenterne i recipienter blevet belastet. I tabel 3.2 og 3.3, jf. afsnit 3.4.1, er angivet indhold af miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand og slam. Indhold i industrispildevandet, gennem tiden må påregnes at være væsentligt højere.

Før indførelsen af Miljøbeskyttelsesloven i 1973 blev affald fra fejlproduktioner og ikke-afsættelige restprodukter ofte deponeret lokalt eller sendt til lossepladser. Også de mange små produktionsvirksomheder i byerne har bidraget til kulturlag. Ved deres nedlæggelse kan forurenede bygningsmaterialer og affald være tilført jordmiljøet i forbindelse med nedrivning og byggemodning. I København har industriaffald i perioden efter 1930 udgjort en større andel af affaldsmængden end dagrenovationen, /8/. Nedgravning af industriaffald blev frem til 1970'erne anset som korrekt slutdeponering.

Det skal endvidere bemærkes, at slagge fra forbrændingsovne tidligere blev brugt ved anlæg af stier, mindre veje og pladser (2000 m²). Slagge blev desuden tilladt udlagt i større mængder, hvis slaggen overdækkedes med vandstandsende materiale, såsom asfalt, /10/.

5 Emissionsundersøgelser

Dette kapitel har til formål at sammenfatte erfaringer og resultater fra emissionsundersøgelser.

5.1 Tungmetaller

Atmosfærisk nedfald af tungmetaller forøger tungmetalindholdet i det øverste jordlag i umiddelbare nærhed af punktkilder og evt. på arealer beliggende langt fra disse.

I tabel 5.1 er vist en oversigt over metalnedfald i Danmark, /34/, i perioden 1985 - 1999.

	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Ref.
Atmosfærisk deposition (1985) $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$	-	8.500	100	730	2.500	750	14.300	36
Atmosfærisk deposition (1990) $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$	180	2.600	62	320	1.500	320	8.500	36
Atmosfærisk deposition (1999) $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$	109	1.041	31	125	790	210	7.972	34

Tabel 5.1 Tungmetalnedfald i Danmark.
Heavy metal deposition in Denmark.

Nedfaldet af tungmetaller har været faldende over de sidste 10 år, /34/. Især for bly ses et signifikant fald. Dette skyldes, at hovedbidraget stammer fra blyholdig benzin, som er blevet reguleret siden 1978, og siden 1994 udfaset.

Tungmetalnedfaldet blev tidligere beregnet på basis af mosundersøgelser. Det er vurderet, at blynedfald i 1960'erne har været på ca. 50.000-60.000 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$. Niveaulet før 1800 er vurderet til at ligge på 500 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$ stigende til ca. 5.000 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$ i 1800 - 1900, som følge af et højt blyforbrug og produktion af bly i blysmeltere, /35/.

I tabel 5.2 er den estimerede tilførsel til dansk jord fra forskellige kilder beregnet. Det atmosfæriske nedfald er et gennemsnit af 10 års målinger.

	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Ref
Atmosfærisk deposition (gns. 1990-2000) tons/år	11	95	3	10	45	18	480	37
Kunstgødning (1984) tons/år		4	9*		708*	12		37
Spildevandslam (1999) tons/år	0,6	10	0,3	5	35	3	110	39

* Kunstgødnings indhold af Cd og Cu er formindsket væsentligt efter 1984.

Tabel 5.2 Estimerede årlig tilførsel til det danske landareal (43.000 km^2).
Estimated yearly addition to the Danish land areas ((43.000 km^2)).

Desuden er det beregnet, jf. tabel 5.3, hvor mange års tilførsel, der i totalmængder svarer til 1% af jordens indhold i de øverste 30 cm. Beregningen viser, at det vil vare mellem 14 og 170 år, før jorden er tilført så stor mængder tungmetaller, at det svarer til 1% af det nuværende totalindhold, /36,40/.

	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
	Antal år til at bidrage 1% til jordens indhold						
Atmosfærisk deposition, (1990-2000)	105	21	14	170	23	89	16
Gylle (1984)	337	71	7	22	0,26	9	0,7
Kunstgødning (1984)	145	9-113	6	24		79	
Spildevandsslam (1999)		5	4	13	0,5	8	0,5

Tabel 5.3 Estimerede antal år til at bidrage med 1% til det nuværende indhold i jord, /36/.
Estimated number of years to achieve 1% of the present soil content by deposition.

Beregningerne af atmosfærisk nedfald er baseret på gennemsnitsniveauerne i Danmark. Omkring byer, industrielle punktkilder og andre kilder kan der forventes et højere bidrag til det lokale jordmiljø.

Fra 1982 til 2001 er der i København målt et fald på faktor 30 i blyniveauet i luften, /41/. Indførelsen af krav om katalysatorer i nye biler og omlægning til blyfri benzin har medført et fald i blyemissionen. Siden 1978 er nedfaldet af cadmium reduceret med 66%, grundet bedre rensning af skorstensrøg og regulering af bly i benzin. Indholdet af nikkel i atmosfærisk luft stammer især fra afbrænding af olie, medens indholdet af chrom, arsen og cadmium stammer fra kulfyrede gasværker, /40/. Metallerne tilføres desuden landbrugsjord via handelsgødning, jordbrugskalk, spildevandsslam og husdyrgødning, /40/. Emission af kviksølv er ikke målt systematisk i Danmark, men koncentrationerne er anslået til at ligge mellem 1 og 20 ng/m³, /42/.

5.2 Svovldioxid, sod og svævestøv

Emission af svovldioxid, sod og svævestøv er tilknyttet f.eks. forbrændingsprocesser stammende fra boligopvarmning, forbrændingsanstalter, industri og trafik. Udslip af svovldioxid skyldes altovervejende, at svovlforbindelser i olie og kul iltes til svovldioxid under forbrænding. Naturgas har et lavt indhold af svovl og yder dermed ikke noget væsentligt bidrag til svovldioxidindholdet i atmosfæren.

Emission fra kraftværker er gradvist blevet reduceret vha. af brændsler med mindre svovlindhold og ved rensning af røgen. Der er også indført grænseværdier for svovlindhold i fyringsolie til private villafyr, /41/.

Sod opstår ved ufuldstændig forbrænding og stammer hovedsagelig fra dieslbiler samt i mindre omfang benzindrevne biler.

Svævestøv er indirekte trafikafhængig. Svævestøv kommer bl.a. fra trafikens ophvirvling af gadestøv samt slitage af dæk og kørebaner. En stor del svævestøv kommer imidlertid også fra naturlige kilder, såsom vindinduceret ophvirvling af jordstøv, pollenpartikler samt partikler fra havsprøjt. Siden 1990 har katalysatorer på nye personbiler medført en generel forbedring af luftens indhold af disse stoffer, /42,43/. I dag er ca. 80–90% af personbilerne i Danmark udstyret med katalysatorer. Som eksempel på udviklingen i luftforureningen er der i boks 3 vist tal fra Københavns Kommune.

Boks 3: Udviklingen i luftforureningen i Københavns Kommune

I København har man siden slutningen af 1960'erne målt luftens indhold af svovldioxid (SO₂) og sod. I løbet af denne periode er der, sket et kraftigt fald i begge forureningsparametre. For SO₂ er der ikke længere nogen forskel mellem de niveauerne, der måles i Storkøbenhavn og niveauerne i provinsbyerne Køge og Frederiksværk. Med hensyn til sod ses der stadig en vis forskel, afhængig af trafikbelastning og gadekonfiguration. Tæt trafik i smalle gader omgivet af tætliggende højhuse medfører generelt højere luftforurening end åbne områder med god cirkulation og frisk luft.

Faldet i svovldioxid og sod skyldes en gradvis reduktion af svovl i brændsler samt en begyndende omlægning af fjernvarmeproduktionen fra kul/olie til naturgas/olie. Samtidig er der i stor udstrækning sket et skift fra privat boligopvarmning til fjernvarme, hvilket medfører, at røg fra varmeproduktion renses via afsvovlings- og de-NO_x-anlæg. Kraftvarmeværkerne har endvidere den fordel, at overskudsvarmen fra el-produktionen anvendes til fjernvarmeforsyning. Over 90% af bolig- og erhvervsopvarmningen i Københavns Kommune sker i dag via fjernvarme. Ved udgangen af år 2002 vil fjernvarmeforsyningen i Københavns Kommune være fuldt udbygget.

	H.C. Andersensgade		Frederiksværk* 1999	Køge 1999
	1990	1999		
Svævestøv	93	85	33	38
Sod	45	27	7	9
Bly	0,24	0,03	0,02	0,01

* 50 – 100 m fra Den Danske Stålvalseværk

Tabel 5.4 Luftforurening, København /41,43/

5.3 PAH

PAH kan tilføres jord ved udlægning af slam eller industriaffald, men også ved atmosfærisk deposition af PAH dannet ved forbrænding af fossilt brændsel (kul, koks og olie) og organisk materiale, f.eks. skovbrand, forbrænding af affald m.v. På verdensplan er forbrænding af fossilt brændsel tidligere vurderet (1966-1969) at udgøre hovedbidraget til PAH-emissionen, mens emissioner fra trafikken har udgjort ca. 1%, /44/. Anden litteratur vurderer, at PAH-emission hovedsagelig stammer fra rumopvarmning (48%) og trafik (37%), /45/. I Sverige og Norge er bidragene fra boligopvarmning og trafik henholdsvis 26-21% og 9-7%, /46/. Da PAH-emissionen er afhængig af tidsperioden, boligopvarmning (kulfyr, oliefyr, fjernvarme, naturgas m.v.), antal biler, bilernes teknologiske stadie (katalysator) og brændselstype (blyfri benzin, benzin med <1% benzen, letdiesel), kan man ikke drage overordnede konklusioner med hensyn til størrelsen af bidrag fra forskellige kilder. Både boligopvarmning og trafik bidrager til den diffuse jordforurening med PAH.

De PAH'er, der dannes ved kemiske processer ved høje temperaturer, f.eks. ved forbrænding, bestemmes af de termodynamiske parametre. Brændselstypen har kun mindre betydning for de dannede PAH'er. Der er derfor store ligheder i PAH-sammensætningen i henholdsvis røggasser fra de forskellige forbrændingskilder og bilernes udstødningsgasser.

PAH-indholdet i luften i Danmark i perioden 1992–1994 var 0,03-9,2 ng/m³ (0,0092 µg/m³). Koncentrationerne var 3–25 gange højere i byerne end i landområderne. Om vinteren er indholdet 2–7 gange højere end om sommeren, /45/.

Resultaterne fra et nordisk studium af PAH-indholdet i luften (1979) viste også, at niveauerne er relativt lave om sommeren i forhold til om vinteren. Endvidere blev

det konstateret, at niveauerne for København og Sydlangeland i 1979 var af samme størrelsesorden; 1-10 ng/m³ om sommeren og 10–60 ng/m³ om vinteren, dog med undtagelse af benzo(ghi)perylene, som primært hidrører fra biltrafik.. Det blev vurderet, at forholdet benzo(a)pyren/benzo(ghi)perylene er indikativ for lokal påvirkning af trafik, idet benzo(a)pyren er relativt ustabil. Således bliver forholdet lavere, hvis forureningen måles i større afstand fra kilden/47/. Da benzo(e)pyren er stabil i atmosfæren, anvendes det til normalisering af PAH-sammensætningen, /45/. Både coronen og benzo(ghi)perylene findes i relativt højere koncentrationer ved de trafikale kilder end ved forbrændingskilder. Dieseludstødningsgasser har et relativt højt indhold af alkylsubstituerede PAH'er, /45, 48, 60/.

I løbet af halvfemserne er der indført strenge krav til trafikens emissioner, bl.a. er der indført krav om katalysatorer samt indhold af bly, svovl og benzen i brændstoffer. Bilmotorenes forbrændingsteknik er forbedret, og man har indført let og ultralet diesel. Undersøgelser fra 1996 har påvist, at disse tiltag har reduceret emissionen af PAH'er, herunder benzo(a)pyren og sod, /48,60/. PAH-sammensætningen i gadeluften er dog ikke ændret i forhold til tidligere. Hovedkilder til PAH-emission i villakvarterer er private oliefyr, pejse og brændeovn, jf. afsnit 3.4.1. Herudover sker der desuden PAH-emission ved dækslid på vejene, jf. afsnit 3.4.2.

Undersøgelser af PAH-nedfald ved Sveriges vestkyst har indikeret, at PAH-nedfald er højest i perioder med nedbør, /27/, jf. tabel 5.5.

Nedfald		feb. 1988	feb. 1988	maj 1988	maj 1988*
Sum af 11 PAH	µg/m ² /år	14	10	3,6	8,6
Benzo(a)pyren	µg/m ² /år	0,59	0,41	0,09	0,16
Benzo(ghi)perylene	µg/m ² /år	0,79	1,16	0,23	0,24
Luftkoncentrationer		feb. 1988	feb. 1988	maj 1988	maj 1988
Sum af 11 PAH	ng/m ³	9,5	3,9	2,8	1,5
Benzo(a)pyren	ng/m ³	0,21	0,05	0,02	0,03
Benzo(ghi)perylene	ng/m ³	0,61	0,25	0,06	0,04

* høj nedbør

Tabel 5.5 Nedfald af PAH i Sverige, /27/.
Deposition of PAH in Sweden

Undersøgelser af sedimentprøver i USA har indikeret, at der efter at have været en faldende tendens i PAH-nedfaldet i 1950'erne og 1960'erne og i takt med et fald i kulfyringen og forbedret røgrensning, igen er sket en stigning i PAH-niveauerne. Disse ændringer er relateret til en stigende befolkningsudflytning til landlige omgivelser, dvs. der er sket en diffus byvækst (urban sprawl), ligesom trafikken mellem de spredte boligområder og byerne er øget, /28/.

Nedfald af PAH i UK er undersøgt i 1991/1992, jf. tabel 5.6 og 5.7, /49,50/.

Nedfald gns.		Manchester, UK	Cardiff, UK
Sum af 14 PAH	µg/m ² /år	1,9	1,5
Benzo(a)pyren	µg/m ² /år	0,11	0,08
Benzo(ghi)perylene	µg/m ² /år	0,10	0,07

Tabel 5.6 Nedfald af PAH i UK i 1991/1992, /49/.
Deposition of PAH in UK in 1991.

Lufforurening		London 1991/1992	Stevenage 1991/1992	Manchester' 1991/1992	Cardiff 1991/1992
Sum af 14 PAH	ng/m ³	166/121	94/80	135/76	96/59
Benzo(a)pyren	ng/m ³	1,06/0,56	0,65/0,63	1,82/1,20	1,73/0,58

Tabel 5.7 Emission af PAH i UK i 1991/1992, /50/
Emission of PAH in UK in 1991.

Nyere målinger foretaget i UK i 1998 viser lavere værdier, og det er her forsøgt at adskille de forskellige kilder, jf. tabel 5.8. De højeste værdier ses i storbyerne, men de lokale kilder i landsbyerne bidrager også til PAH emissionerne.

Lufforurening		Manchester Byområder Trafik, industri, boliger	Clapham Landsby Boligopvarmning (kul)	Austwick Landsby Boligopvarmning (kul)	Lancaster Landområde Areal uden punktkilder
Sum af 16 PAH*	ng/m ³	26-220 (58)	16-110 (48)	34-130 (74)	6,3-28 (14)
Forhold benzo(ghi)perylene/ benzo(e)pyren		1,4	0,9	0,9	1,3
Forhold benz(a)anthracen/ chrysen		0,45	0,7	0,7	0,45

*Fluoren, Phenanthren, anthracen, 1-methylpheanthren, fluoranthen, pyren, benzo(a)pyren, benzo(e)pyren, chrysen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, perylen, indeno(123-cd)pyren, dibenz(ah)anthracen, benzo(ghi)perylene

Tabel 5.8 Emission af PAH i UK i 1998, /51/.
Emission of PAH in UK in 1998.

Forholdet mellem benzo(ghi)perylene og benzo(e)pyren blev anvendt som indikator for en trafikale kilde, hvor høje værdier indikerer et større bidrag fra trafik eller boligopvarmning. PAH-emission var både i storbyen og i landområdet hovedsagelig forårsaget af trafikale kilder (forhold 1,4 og 1,3), mens trafikken har haft mindre betydning for de to landsbyer med kulfyring (forhold 0,9). Vurderingen af forholdet mellem benz(a)anthracen og chrysen er en indikator for, om emissionen af PAH'er lige er sket (et højt forhold) eller om den har været undervejs i længere tid. Forholdene på ca. 0,7 for de to landsbyer, men 0,45 for storbyen og landområdet, hvilket indikerer, at kilden til PAH-emissionen i landsbyerne er lokalt, /51/.

5.4 PCB

PCB består af to C₆-ringe (benzenringe) bundet sammen med en C-C binding. Biphenyler kan substituere med 1-10 chloratomer, der giver op til 209 PCB varianter omtalt som "congener, #", dvs. #1 - #209, /119/. De lavere congenere har kun få chloratomer og de højere har op til 9-10 chloratomer. De forskellige kommercielle blandinger med navnet Aroclor indeholder flere PCB-congenere. Aroclor-blandinger har et 4-cifret nummer, hvor de første to cifre er 12 (eller 10, f.eks. Aroclor 1016) og de sidste to cifre repræsenterer vægt-% af chlor. Der findes intet dansk kvalitetskriterium for PCB'er i jord. Laboratorieanalyser for PCB vil omfatte et antal congenere, typisk #28, #52, #101, #118, #138, #153 og #180, /119/.

PCB'er anvendes i mange produkter til isolering (transformer, kondensatorer, varmevekslere, elektronikstyr, hydraulikstyr, vakuumpumper) og som stabilisator i plastik, lim, papir og fugemasse, samt som brandhæmmende middel. PCB'er har i princippet ikke været anvendt i Danmark siden 1970'erne.

Atmosfæriske koncentrationer over havet og i landområder ligger fra 0,002 - 1,6 ng/m³, mens der over byer er målt koncentrationer fra 0,5 - 40 ng/m³, /52/. I Norge og Sverige er målt 0,01 - 0,165 ng PCB/m³ (det højeste indhold målt i Stockholm), /52/. PCB'er i luften er ligesom dioxiner og PAH'er tilknyttet fine partikler.

Ved affaldsforbrænding udledes PCB'er, og der skønnes et årligt nedfald på 10 - 75 µg/m², /53/. Ud over atmosfærisk deposition er udspredning af spildevandsslam en væsentlig kilde til PCB-forurening af jordmiljøet, /53/. PCB'er bevæger sig ikke i jord og ophobes derfor i de øverste cm af de uforstyrrede jordlag. Koncentrationerne i jorden skønnes til ca. 0,01 - 1 mg/kg, /53,98/.

I Tyskland er grænseværdien for PCB'er i slam 0,2 mg/kg TS for hver kongener, /28/. Undersøgelser af PCB-nedfald ved Sveriges vestkyst har indikeret, at PCB-nedfald er højest i perioder med meget nedbør, /47/, jf. tabel 5.9.

Deposition		feb. 1988	feb. 1988	maj 1988	maj 1988*
Sum af 7 PCB	ng/m ² /år	29	26	24	54
Luftkoncentrationer		feb. 1988	feb. 1988	maj 1988	maj 1988
Sum af 7 PCB	pg/m ³	38	21	119	23

* høj nedbør

Tabel 5.9 Nedfald af PCB i Sverige i 1988, /47/.
Deposition of PCB in Sweden in 1988.

Nyere målinger foretaget i UK i 1998 viser ret lave værdier, og det er her forsøgt at adskille forskellige kilder, jf. tabel 5.10. De højeste værdier ses i storbyen.

Luftforurening	Manchester Byområder Trafik, industri, boliger	Clapham Landsby Boligopvarmning (kul)	Austwick Landsby Boligopvarmning (kul)	Lancaster Landområde Areal uden punktkilder
Sum af PCB	pg/m ³	190-750 (500)	35-140 (67)	57-100 (73)
				26-76 (52)

pg= picogram = 0,001 ng = 0,000001 µg

Tabel 5.10 Emission af PCB i UK i 1998, /51/.
Emission of PCB in UK in 1998.

5.5 Dioxiner

Miljøstyrelsen har foranlediget udarbejdelsen af en massestrømsanalyse for dioxiner, som har til formål at samle og opdatere eksisterende dansk viden om dioxiner og deres forekomst i Danmark, /54/.

Dioxiner er en samlet betegnelse for de 75 forskellige polychlorerede dibenzo-p-dioxiner (PCDD) og de 135 forskellige polychlorerede dibenzofuraner (PCDF). Der er typisk mange forskellige dioxiner til stede i en forurening. De enkelte stoffer kaldes kongener, og sammensætningen i en blanding omtales som en kongenerblanding. Målinger for dioxiner opgives ofte som toksiske ækvivalenter for en specifik dioxin (TEQ = 2,3,7,8-TCDD-ækvivalenter, Sevesodioxin, 2,3,7,8-tetrachlor-dibenzo-p-dioxin)/53/. Desværre kan TEQ beregnes på forskellig vis,

men det nordiske system TEF-N og det internationale system TEF-I er meget ens. Andre systemer som f.eks. det amerikanske (EPA, Eadon) og tyske (UBA, BGA), afviger fra disse, /55/.

Dioxiner dannes generelt ved ophobning eller forbrænding af organisk materiale ved tilstedeværelse af halogenforbindelser og helst med metalkatalysatorer (f.eks. kobber). Dioxindannelsen er optimal ved 300 - 400°C, mens de nedbrydes ved 800 - 1200°C. Dioxinmængderne er dog meget små, /55/.

Dioxiner dannes også ved naturlige processer som skovbrande, og dermed er de også dannet ved tidligere brande i byerne. Sedimentprøver har dog indikeret, at forurening med dioxiner først er blevet betydelig efter 1940 og formentlig har været faldende siden 1980, /54,56/. Der er imidlertid fundet lave indhold af PCDD i havsedimenter, dateret 8000 år tilbage i tiden. Congenermønstrene for de naturligt forekommende dioxiner er forskellige fra industrikilder, /55/.

Kilder til atmosfæriske dioxiner kan være affaldsforbrænding, metalværker, halmfyrianslæg, produktion af halmcellulose, brændeovne samt industriemissioner. Herudover findes dioxiner i spildevand, slam, sediment og i flyveaske fra forbrændingsanstalter. Især tidligere kemiske industrier, som anvendte eller producerede chlorforbindelser, kan have forårsaget emission af dioxiner.

Ved den primære metalproduktion og ved oparbejdning af metalskrot/kabelaffald dannes også dioxiner. Ligeledes ved forbrænding af husholdningsaffald, PVC, kemikalieaffald, olieaffald og sygehusaffald kan der dannes dioxiner i røggassen. Indholdet af partikler i røggasser øger dioxindannelsen og emissionen, hvorfor emissionerne typisk er mindre ved indførelse af røgrensningsteknikker, /55/.

I 1995 blev der beregnet, at der i Danmark sker en emission af dioxiner i røggas fra husholdningsaffald på 34 g TEQ-N/år (20µg dioxin /ton affald) mod 1,65 g TEQ-N/år fra kemikalieaffald (34µg dioxin /ton), /55, 57/. Desuden emitteres 14 TEQ-N/år fra sygehusaffald og 1,5 g TEQ-N/år fra afbrænding af spildevandsslam. Derimod blev det beregnet, at emission af dioxiner fra biler er nedadgående, idet det største bidrag kommer fra blyholdig benzin (1g TEQ-N/år). Emissionen fra biler med katalysator er minimal, /55/.

I 1998-1999 er dannelsen af chlorerede dioxiner estimeret til 90 - 830 g TEQ-I/år. I tabel 5.11 vises den estimerede emission til miljøet, /58/.

Emission til miljøet.	g TEQ-I/år
Luft	19 - 170
Vand	0,3 - 1,4
Jord	1,3 - 54
Depoter	38 - 420

Tabel 5.11 Emission af dioxiner til miljøet, /58/.
Emission of dioxins to the environment

I tabel 5.11 er emission til jorden opgjort ved et skøn over følgende kilder:

- Aske fra forbrænding af biomasse (brændeovne og gårdfyrr)
- Rester fra diverse bål
- Husdyrgødning

Virksomhedsbrande, hvor inventaret omfatter plastvarer af PVC, polyuretanskum m.v., vil ofte medføre dannelse af dioxiner samt organiske TCPP (tri(2-chorpropyl)phosphat).

Ved en brand i en virksomhed i 1999 (Brantex, Allerød), som producerede kontorartikler, brændte ca. 2 tons PVC. Ifølge beregninger dannes ca. 0,1 mg dioxin/ton forbrændt PVC. Der blev udført dioxinmålinger på overfladeprøver inden for røgfanen i forskellige meters afstand fra branden. På arealer uden for røgfanen er fundet ca. 1 ng TEQ-I/m² og på overfladeprøver inden for fanen er niveauerne ca. 4-9 ng/m², /61/.

Udenlandske undersøgelser af dioxinindhold i sod, dannet i forbindelse med boligopvarmning, indikerer, at indholdet er mindst ved oliefyre, meget højt i kulfyre og højest ved fyring med træ, /55/. Emissioner fra pejse og brændeovne blev i 1990 estimeret til 10 - 50 g TEQ-N/år, men ved undersøgelser i 1994 er det vurderet, at fyring med rent træ i Danmark medfører en emission på 0,33 g TEQ-N/år, /59/. Gran giver en højere emission end birk eller bøg. Pentachlorphenol (PCP) imprægnerede træer resulterer i ca. 3900 gange højere emission end rent træ, /59/.

Ved fem danske lokaliteter (tre skovområder og to landbrugsområder i nærheden af kommunale forbrændingsanlæg) er der fundet niveauer i topjorden på 150 - 500 ng/kg TS (PCDD +PCDF). I større dybder er fundet 20 pg/kg TS. På en lokalitet, hvor der tidligere er afbrændt plastholdigt materiale er der fundet henholdsvis 19.200 ng PCDD/kg og 6.500 ng PCDF/kg, /55/.

I /56/ er givet en detaljeret redegørelse for emission af dioxiner fra forskellige kilder i USA er angivet Da emission af dioxiner er afhængig af arten og antallet af industrianlæg, samt miljøkrav om røgrensning og deponering af slagge m.v., kan oplysningerne fra denne undersøgelse dog ikke umiddelbart overføres til danske forhold.

I Tyskland er grænseværdien for dioxiner i slam 0,1µg TEQ/kg TS (100 ng TEQ/kg TS), /28/.

I 1991/1992 er nedfald af dioxin undersøgt i UK, jf. tabel 5.12, /49/. Fluxmålinger varierede én størrelsesorden over et halvt år, med højere værdier i vinterperioden.

Nedfald	Manchester, UK	Cardiff, UK
Sum af PCDD/FS µg/m ² /år	0,51	0,37

Tabel 5.12 Nedfald af dioxiner i UK i 1991/1992, /49/.
Deposition of dioxins in UK in 1991/1992.

Nyere målinger foretaget i UK i 1998 viser ret lavere værdier, og det er her forsøgt at adskille forskellige kilder, jf. tabel 5.13. De højeste værdier ses i storbyerne, men de lokale kilder i landbyerne bidrager til dioxinmissionerne.

Lufforurening	Manchester Byområder Trafik, industri, boliger	Clapham Landsby Boligopvarmning (kul)	Austwick Landsby Boligopvarmning (kul)	Lancaster Landområde Areal uden punktkilder	
Sum af TEQ	fg/m ³	20-510 (98)	11-110 (38)	6,4-96 (35)	8,5-83 (28)

fg= femtogram = 0,001 pg = 0,000001 ng = 0,000000001 µg =10⁻¹⁵ g

Tabel 5.13 Emission af dioxiner i UK i 1998, /51/.
Emission of dioxin in UK in 1998.

5.6 Phthalater

Phthalater er en gruppe kemikalier, der siden 2. verdenskrig har været anvendt som blødgørere i plastbaserede produkter. De mest anvendte phthalater er dibutylphthalat (DnBP), som siden 1930'erne har været anvendt i blød PVC og di-(2-ethyle-hexyl) phthalat (DEHP), som har været anvendt siden 1950'erne. I dag findes der på markedet et bredt spektrum af phthalater i forskellige produkter. Deres fysiske-kemiske egenskaber er stærkt varierende og der findes både flygtige og vandopløselige phthalater samt phthalater, som er bundet til organisk materiale. Ligeledes er der forskel på deres persistens i miljøet, /62/.

Phthalater er problematiske, idet de frigives fra plast og polymermateriale. Der er påvist afdampning af phthalater fra polyvinylgulve og udvaskning af phthalater fra plasttryk på tøj. Det skønnet at nedfaldet af DEHP pr. m² i Københavnsregionen er ca. 2 µg/døgn /53/. Ligeledes er der påvist migration fra forskellige materialer (plastrør) til omgivelserne (vand, jord). Forbrænding af plastholdige varer og deponering på lossepladser kan medføre en betydelig emission til både luft, jord og vand.

Der sker desuden emission fra phthalatholdige rengøringsmidler og fra plastflasker via husholdningsspildevand. Undersøgelserne har vist, at phthalater ophobes i miljøet, /62/.

	Baggrund Nordlige del af Atlanterhavet	Tyskland Landområde	Tyskland Byområde
	gas og partikulært, ng/m ³		
DnBP	1	1-2	10-200
DEHP	2,9	0,4	20-100

Tabel 5.14 Emission af phthalater i luften (data fra, /62/).
Emission of phthalates in the air.

Phthalater findes desuden i overfladevand.

	Middelværdi i Rhinen via, /62/ µg/l	Nordlige del af Atlanterhavet µg/l
DnBP	0,18	<0,0001
DEHP	0,84	0,0049

Tabel 5.15 Emission af Phthalater i overfladevand (data fra, /62/).
Emission of phthalates in surface water.

Flere undersøgelser har vist en tydelig sammenhæng mellem de målte koncentrationer af phthalater i sedimentkerner og den stigende produktion af phthalatholdige materialer i Europa siden 2. verdenskrig, /2/.

	Sediment i Baltimore havn		
	90 – 100cm (årene 1923-1929)	60-70 cm (årene 1940-1946)	0-10 cm (årene 1974-1979)
DnBP	34	66	89
DEHP	29	21	180

Tabel 5.16 Emission af Phthalater i sedimentprøver (data fra /62/).
Emission of phthalates in sediment.

Udlægning af slam på landbrugsjord er en af kilderne til belastning med phthalater, jf. tabel 5.17 og 5.18, /62/.

	Landbrugsjord uden slam µg/g TS		Landbrugsjord med slam µg/g TS	
	Blovstrød	Ganløse	Blovstrød	Ganløse
DnBP	12	11	19	15
DEHP	i.d.	14	84	33

id: ikke detekterebart

Tabel 5.17 Phthalater i slam.
Phthalates in waste water sludge

	Landbrugsjord (µg/kg TS) i 10-20 cm dybde efter forskellige behandlingen				
	Lagret jord	Økologisk dyrket i 40 år	Tungt belastet med slam	Kunstgødskning	Areal med overfladestrømning
Nonylphenol	0,7	0,6	1600	0,4	14
Nonylphenol diethoxylate	3	3	1140	3,1	34
DEHP	6	15	1700	12	76
DiNP	7	4	220	5	16

DiNP = Di-(n-nonyl)phthalat

Tabel 5.18 Belastning med nonylphenoler og phthalater i landbrugsjord (µg/kg TS) efter forskellige behandling, /63/.
Loading of agricultural land with nonylphenols and phthalates due to different treatments (aged, ecological, sludge, artificial fertilisers and surface runoff).

Desuden er der beregnet et gennemsnitligt årligt nedfald af DnBP og DEHP på 280 µg/m²/år og 540 µg/m²/år, /62/. Phthalater findes i overvejende grad som partikulært bundet.

En massestrømsanalyse for phthalater, /64/, fra 1992 har anslået følgende samlede udslip af phthalater (dvs. både diffuse kilder og punktkilder), jf. tabel 5.19.

	ton phthalater /år
Luft	1,4 – 20
Vand via spildevands rensningsanlæg	13-18
Jord via spildevandsslam og kompost	5-8
Deponi (punktkilder)	1.600-4.400

Tabel 5.19 Det samlede udslip af phthalater i Danmark, /64/.
The total release of phthalates in Denmark

5.7 DDT

Undersøgelser af DDT-nedfald ved Sveriges vestkyst har vist, at DDT-nedfald er højest i perioder med nedbør, /47/, jf. tabel 5.20.

Nedfald	feb. 1988	feb. 1988	maj 1988	maj 1988*
Sum af p,p'DDE ng/m ² /år	6,2	6,3	4,0	8,6
Luftkoncentrationer	feb. 1988	feb. 1988	maj 1988	maj 1988
Sum af p,p'DDE pg/m ³	8,8	13	13	5,3

* høj nedbør

Tabel 5.20 Nedfald af DDT i Sverige, /47/.
Deposition of DDT in Sweden.

6 Jordundersøgelser

Dette kapitel har til formål at sammenfatte erfaringer og resultater fra undersøgelser af diffus jordforurening samt at vurdere de anvendte strategier.

Nedenstående gennemgang er baseret på et repræsentativt udvalg af de undersøgelser, der er medtaget i Amternes Videncenter for Jordforurenings database (difjord), /65, 66/, samt udvalgte nyere undersøgelser. Desuden er medtaget konklusionerne fra den statistiske bearbejdning af difjord-databasen, /66/.

Der er anvendt forskellige undersøgelsesstrategier alt efter hvilken type undersøgelse, der er udført og hvilket formål, undersøgelsen har været rettet mod. Jordundersøgelserne har hovedsagelig omfattet 3 typer undersøgelser:

- Jordforurening langs veje
- Diffus belastning uden kendte kilder (kulturlag, fyldjord)
- Diffus belastning ved kendte kilder (industriafkast)

De anvendte undersøgelsesstrategier og målte parametre er forskellige, afhængig af bl.a. undersøgelsestypen. I det følgende skitseres overordnet hvilke strategier, der er anvendt i danske undersøgelser, og hovedresultaterne herfra sammenstilles.

6.1 Jordforurening langs veje

6.1.1 Anvendte undersøgelsesstrategier

Formålet med disse undersøgelser, /67,68,69, til dels 70 og 71/, har været at belyse den diffuse belastning langs veje ud fra afstanden til vejen, trafikbelastning, trafikforhold (vejkryds, lige strækninger, hastighedsbegrænsninger m.v.), vindforhold, vejstørrelse, vejalder samt beliggenheden i forhold til større eller mindre givne byer.

Med henblik på ovennævnte, er der udtaget jordprøver i forskellige afstande fra vejkant hhv. vejmidte (op til 120 m) samt i forskellige dybder. Jordprøverne er udtaget som enten enkeltprøver eller blandingsprøver af f.eks. 5 delprøver.

I en enkelt undersøgelse, /68/, er der beregnet gennemsnit, spredning, maks./min.-koncentrationer, optegnet histogrammer samt plots af koncentration som funktion af afstand. Der er ikke foretaget statistisk bearbejdning af datamaterialet i de øvrige undersøgelser.

6.1.2 Analyserede parametre

Jordprøverne er typisk analyseret for tunge oliekomponenter, PAH og bly hhv. blyalene, idet disse komponenter stammer fra forbrænding og spild af brændstof samt asfaltbelægninger.

6.1.3 Resultater

I en undersøgelse fra Århus Amt vedr. amtsveje, /67/, er jorden nær veje fundet forurenet (PAH >5 mg/kg TS) i en afstand 5-10 m fra vejkanten. Overordnet er der observeret sammenfald mellem belastningsmønstret og fordelingen mellem PAH og bly. I en undersøgelse af 2 veje i Ribe Amt, /69/, er der ligeledes observeret forurening op til 5 m fra vejene.

Til sammenligning er der i en undersøgelse af Grøndal-kvarteret i København, /68/, fundet forhøjede blykoncentrationer (< 75 mg/kg TS) op til 40 m fra vejen, særlig markant på strækninger med højt byggeri. Desuden i en undersøgelse foretaget i Glostrup, /72/, er der fundet blyindhold større end baggrundsniveauet i afstande på op til 75 m fra vejmidten.

I undersøgelsen fra Grøndal kvarteret, /68/, er der ikke fundet samme tydelige tendens for PAH som for bly mht. aftagende koncentrationer som funktion af afstanden fra vejen.

Der er fundet jordforurening i maksimalt 0,5 meters dybde, tættest ved vejen, /67/. Koncentrationerne aftager med dybden, den maksimale forureningsdybde (afgrænsning i dybden) aftager med afstanden fra vejen og koncentrationerne aftager med afstanden fra vejen.

I undersøgelsen i Ribe Amt, /68/, er der ikke fundet sammenhæng mellem den diffuse jordforureningsbelastning og trafikbelastningen.

Ved nyere veje (yngre end 8 år) er rabatjorden uforurenet. Der fundet forurening i jordprøver i koncentrationsintervaller, som angivet i tabel 6.1.

	Olie/tjære mg/kg TS	PAH mg/kg TS	Bly mg/kg TS
Århus Amt, /61/	ikke påvist – 150	0,1 – 180	5-220
Holbækmotorvej, /71/	i.a.	i.a.	9,2-370
Ribe Amt, /69/	i.a.	i.a.	3-80
Grøndal, København, /68/	i.a.	1,3-36,1 8,4/8,0 (36,1/1,3)	20-170 84,8/32,6 (170/20)

i.a.: ikke analyseret. *Kursiv: gennemsnit hhv. spredning.* (Parentes: max/min-værdier).
i.a. Not analysed. *Cursive: average and st.d.* (Parenthesis: max/min values)

Tabel 6.1 Fundne koncentrationsintervaller langs veje.
Typical concentrations alongside roads

Vejdirektoratet, /73/, har desuden deltaget i en undersøgelse som har til formål at dokumentere arten og mængden af jordforurening langs veje under et EU projekt, "POLMIT".

Der er undersøgt jordforurening ved to lokaliteter jf. tabel 6.2:

- Ved Rud, en kun 4 år gammel vej med gennemsnitlig trafikbelastning pr. døgn (ADT) på 22.000 biler, heraf 19% lastbiler.
- Ved Vejenbrød, en 20 år gammel vejstrækning med en gennemsnitlig trafikbelastning pr. døgn (ADT) på 29.000 biler, heraf 6% lastbiler.

Der er analyseret for PAH'er inkl. BaP samt bly, chrom og zink. Ved Vejenbrød viser kun indhold af PAH og bly overskridelser ift. jordkvalitetskriterier, men der

er også tydelig påvirkning med zink og i mindre grad af chrom. Ved Rud er jorden “uforurenet”.

Afstand fra vejkant dybden, cm	Vejenbrød					Rud				
	Pb	Zn	Cr	BaP	sum 8* PAH	Pb	Zn	Cr	BaP	sum 8* PAH
1 m										
0-2	191	314	41	1	7,5	6	25	3	<0,01	0,09
2-10	223	240	28	3,7	23,3	1	<5	1	<0,01	<0,06
10-30	83	119	24	1,1	7,9	1	6	2	<0,01	<0,06
4 m										
0-2	74	89	32	0,06	0,41	7	24	7	<0,01	0,04
2-10	72	97	33	0,06	0,41	7	24	8	<0,01	0,04
10-30	35	67	36	0,012	0,08	13	32	12	<0,01	0,06
18 m										
0-2	42	53	28	0,019	0,14	11	33	14	<0,01	0,07
2-10	48	95	29	0,02	0,13	12	30	15	<0,01	0,07
Jordkvalitets- kriterier, /84/	40	500	500	0,1	1,5	40	500	500	0,1	1,5

* Naphthalen, fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(j)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3,c,d) pyren, Benzo(ghi)perylene analyseret med dichlormethan.

Tabel 6.2 Oversigt over PAH indhold i vej jord ved to forskellige lokaliteter, /73/.
Overview of PAH content in roadside soils at different localities

6.2 Diffus belastning uden kendte kilder

6.2.1 Anvendte undersøgelsesstrategier

Formålet ved denne type af undersøgelser er typisk af én af følgende tre:

1. Den nuværende arealanvendelse, f.eks. vuggestuer, institutioner, legepladser i en given by/bydel, /74,75/.
2. Et udvalgt område, der primært anvendes til f.eks. beboelse, /76/, eller
3. Et ønske om at kende den generelle belastning, et “bymæssigt baggrunds niveau”, /77,78,79,80,81/.

I hovedparten af disse undersøgelser har generelle/overordnede oplysninger vedr. arealanvendelse, som f.eks. trafik, storindustri, jernbanestrækning og opfyldning, været drivkraft for undersøgelserne, hvorfor der typisk ikke er udarbejdet en fyldestgørende historisk redegørelse vedr. potentielle diffuse kilder. Udvælgelsen af lokaliteterne, hvor der er foretaget tekniske undersøgelser, afhænger af undersøgelsens fokus.

For **type 1** er hver enkelt lokalitet (institution m.v.) undersøgt. Antallet af prøver afhænger af arealets størrelse.

For **type 2** er der udvalgt prøvetagningsfelter, som jævnt dækker hele det undersøgte areal.

Til beskrivelse af det generelle belastningsniveau - **type 3** - er der udvalgt felter i forskellige delområder, som repræsenterer hhv. egentlig baggrundsbelastning og kulturpåvirket baggrundsbelastning, herunder forskelle i beliggenhed, industripåvirkning og tidspunkt for etablering af byområdet.

For hovedparten af undersøgelserne er der udtaget jordprøver som blandingsprøver af 4-5 delprøver, f.eks. i hjørnet (og midten) af et 1m x 1m kvadrat. Jordprøverne

er udtaget fra ubefæstede arealer. Valget af prøvetæthed er enten foretaget ud fra enhedsbetragtning, f.eks. udtagning af en eller flere prøver pr. institution eller haveforening, eller vha. et prøvetagningsnet, der dækker hele arealet, dvs. udtagning af et prøvesæt pr. 50 m², 100 m² eller 200 m², afhængig af arealets størrelse. Jordprøverne er udtaget i forskellige dybder, typisk inden for den øverste halve meter under terræn, med henblik på undersøgelser ift. arealanvendelsen.

For en af undersøgelserne, /82/, er der udover jordprøvetagning udført grønsagsanalyser, hvor kartofler og gulerødder er dyrket på udvalgte lokaliteter i området og efterfølgende analyseret. For en enkelt af type 3-undersøgelserne, /81/, er der beregnet såkaldte belastningsgrader for det udvalgte område (Valby) sammenholdt med et undersøgt referenceområde (Brøndby), hvilket styrker sammenligneligheden af data væsentligt.

6.2.2 Analyserede parametre

Gennemgående er der analyseret for tungmetaller (enten bly alene eller for bly, cadmium, kobber, krom, kviksølv, nikkel og zink, desuden i /81/, tillige for mangan, vanadium, kobolt, molybdæn, sølv, barium, tin, arsen og strontium) samt PAH. Endvidere er der i visse undersøgelser analyseret for total kulbrinter. Der findes typisk ikke en formuleret begrundelse for udvælgelsen af netop disse analyseparametre.

6.2.3 Statistisk bearbejdning

For en del af undersøgelserne, /83,77,78,74/, er der beregnet og angivet statistiske standardparametre, såsom median, gennemsnit, spredning m.v. For, /81/, er der både beregnet arealvægtet gennemsnit, median og belastningsgrader (angiver hvor højt forureningsniveauet i Valbyområdet er i forhold til referenceområdet), og indtegnet belastningskort for hver enkel analyseparameter (metaller) samt for det samlede forureningsbillede. For de øvrige undersøgelser er der ikke foretaget en statistisk bearbejdning af data.

6.2.4 Resultater

I nedenstående tabeller 6.3 - 6.4 er resultaterne sammenfattet for alle tre typer undersøgelser af diffus jordforurening uden kendte kilder.

	mg/kg TS									
	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Hg	Cd	∑ 7 PAH	BaP	DiBahA
Institutioner i København, 2802 prøver, /74/	40/76 - 147 -						0,28/0,37 - 0,44 -	1,4/4,4 - 21,99 -	0,26/0,76 - 3,55 -	0,05/0,12 - 0,38 -
Østerbro, København, /77/	65/89 9-740 96 62	11/13 2-100 11 0	29/41 3-520 59 1,5	9,7/10 3-29 4,1 0	105/158 23-1300 170 5	0,07/0,11 0-0,6 0,14 0	0,4/0,34 0-2 0,33 29	2,7/5 0,04-38,9 6,2 50	0,47/0,9 0,02-5,5 0,98 89	0,06/0,1 0-0,9 0,14 -
Brønshøj-Husum, København, /78/	51/66 14-940 93 77	15/16 6,8-78 9,4 0	25/30 10-130 18 0	11/11 3,8-18 2,7 0	140/174 51-730 110 2	0,05/0,05 0,05-0,14 0,01 0	0,39/0,42 0,15-1,5 0,18 35	2,6/4,2 0,05-26 4,75 61	0,46/0,76 0-5,6 0,89 98	0,05/0,08 0,05-0,3 0,05 -
Valby, København, /81/	76/107 15-1285 126 89	32/50 14-564 62 7	34/53 8,8-858 72 0	15/19 5,6-407 31 -	218/287 17-9141 454 9	0,23/0,32 0,025-4,6 0,346 -	0,45/0,72 0,17-7,2 0,82 34	i.a.	i.a.	i.a.
JKK/84/	40	500	500	30	500	1	0,5	1,5	0,1	0,1

- ikke beregnet, i.a. ikke analyseret Øverst er angivet: Median/Gennemsnit Nedenunder er angivet: Min-max
Med kursiv er angivet: Standardafvigelsen eller spredningen Nederst er angivet : Procentdel af prøver, der overskrider jordkvalitetskriteriet.
- not calculated, i.a. not analysed. Top row: median/average. Next row: min-max. Cursive: st.d. Bottom row: % of samples exceeding soil quality criteria(JKK).

Tabel 6.3 Koncentrationsniveauer for diffus jordforurening uden kendte kilder.
Concentration levels for diffuse soil contamination without apparent sources of pollution.

I tabel 6.3 er de statistiske værdier for koncentrationsniveauer ved 0,1 mut. for en del af undersøgelserne vist. I områdeundersøgelsen på Østerbro, /77/, er bly og PAH fundet i lige høje koncentrationer i begge de prøvetagne dybder (0,1 og 0,5 m.u.t.), mens koncentrationerne i Brønshøj-Husum-området, /78/, falder med dybden.

For begge områdeundersøgelser, /77,78/, er der ikke fundet nogen sammenhæng mellem forhøjede koncentrationer og store veje eller tidligere industrigrunde. Det vurderes, at de forhøjede indhold af metaller og PAH dels skyldes påvirkning fra forbrænding af kulbrinter (trafik, varmeanlæg m.v.) og dels kan være tilført med fyldjord, som er tilkørt ved mindre reguleringer af terrænet. Ud fra undersøgelsens temakort, hvorpå de fundne koncentrationer er afbildet, ses der ikke umiddelbart nogen klar sammenhæng i den horisontale koncentrationsfordeling. Der er ikke, grundet undersøgelsernes formål, udført en dækkende historik, der gør det muligt at vurdere eventuelle årsager til den observerede koncentrationsfordeling/forureningsudbredelse.

I tabel 6.3 er der for fire undersøgelser angivet, hvor stor en procentdel af de analyserede jordprøver, der overskrider jordkvalitetskriteriet. Tabellen viser, at der er god overensstemmelse mellem resultaterne fra de to københavnske områdeundersøgelser, mens de procentuelle overskridelser fra vuggestuerne i Århus for alle stoffer er noget mindre end i de københavnske områder. Sammenholdes dette med de øvrige data i tabel 6.3, tyder dette på, at forskellen ikke nødvendigvis er geografisk relateret, men nærmere er knyttet til udvælgelsen af lokaliteter, dvs. om det specifikt er vuggestuer/institutioner, der er betragtet eller et område som helhed.

Endvidere ses af tabel 6.3, at koncentrationsniveauet i Valby-området er noget højere end i de 2 øvrige københavnske områder. Dette kan skyldes, at der i dette område både er boligområder og industriområder, mens de 2 øvrige områder er valgt fordi, der ikke var industri her. En sammenligning mellem industriområder og

bolig-/rekreativområder i Valby, /81/, viser, at der i industriområderne konsekvent er fundet 1,5-3,5 gange højere gennemsnitskoncentrationer i industriområdet. Undersøgelsen konkluderer endvidere, at der ikke var tendens til, at boligområder nær industri var mere belastet end andre boligområder, hvilket tyder på, at belastningen af industriarealer ikke er lufttransporteret.

Tabel 6.4 viser indholdet af PAH i overfladejord i Århus, /79/, fordelt på forskellige lokaliteter, udvalgt efter påvirkning fra trafik og industri. I undersøgelsen er der fundet væsentlig højere PAH-koncentrationer i byområder end i skov- og landområder. Undersøgelsen vurderer, at det ikke på baggrund af resultaterne kan konkluderes, hvad der er årsag til jordens PAH-indhold.

	mg PAH/kg TS
Baggrund (2)	-
Baggårde (3)	6,3-14,7
Trafikeret uden industri (2)	2-6,5
Industriområde uden trafik (2)	-
Trafik og industri (2)	1,8-6,3

Tal i parentes angivet hvor mange lokaliteter, der er undersøgt i hver kategori
 -: under detektionsgrænse (0,05-0,1 mg/kg TS)

Tabel 6.4 Koncentrationer af PAH (sum af 11) i overfladejord i Århus, /79/.
Concentration of 11 PAH in surface soil samples at a number (no.) of different locations in Aarhus.

I en anden undersøgelse, udført i Århus Amt, /80/, er lokaliteter undersøgt ud fra byernes størrelse, etableringstidspunkt samt beliggenheden ift. industri. Undersøgelsen konkluderer, at der på lokaliteter etableret før 1940 er fundet forhøjede blyindhold, uanset beliggenheden ift. industri.

I den ældre del af Århus (bymidten) er der fundet udbredt forhøjede indhold (dvs. over kvalitetskriterierne) af PAH og bly i overfladejorden. Uden for denne er der ikke tilsvarende forhøjede koncentrationer af PAH og bly. Der er endvidere fundet let forhøjede indhold af cadmium og nikkel i Århus midtby. Derimod er der i de to undersøgte, mindre byer hverken fundet forhøjede indhold af PAH, bly, cadmium eller nikkel, uanset industriforhold.

For Århus midtby ses der en ringe sammenhæng mellem bly og PAH, hvilket indikerer, at årsagerne/kilderne til jordforureningen med disse to komponenter er forskellige. Resultaterne indikerer endvidere, at hverken PAH eller nikkel er relateret til industriaktiviteter, hvorimod de let forhøjede indhold af cadmium vurderes at være relateret til industriel aktivitet.

6.3 Diffus belastning ved kendte kilder

6.3.1 Anvendte undersøgelsesstrategier

Formålet ved denne type undersøgelser er at undersøge belastningen af overfladejorden i et område, der ligger nær ved en kendt kilde, f.eks. en (formodet) forurenende industri.

Generelt undersøgelserne været fokuseret på at undersøge evt. arealanvendelseskonflikter på nærliggende følsomme arealer. Der er således ikke som et led i undersøgelserne udarbejdet en detaljeret historisk redegørelse for kilden/virksomheden eller historik til kortlægning af andre eventuelle kilder i området.

Der er fortrinsvist undersøgt områder ved virksomheder, der har forarbejdet metaller, men der er også undersøgt områder ved tidligere gasværker /f.eks. 85/, og der er et enkelt eksempel på en undersøgelse i forbindelse med en PVC-brand, /61/.

Disse undersøgelser varierer noget mere i koncept og sammensætning end de to tidligere nævnte undersøgelsestyper. Udgangspunktet er dog fælles; at undersøge den diffuse belastning, som en given virksomhed har forårsaget mht. koncentrationsniveau og afstand fra virksomheden.

Med hensyn til udvælgelsen af prøvetagningsfelter er 3 forskellige indgangsvinkler repræsenteret:

Den ene er at beregne det sandsynligt påvirkede areal vha. en OML-beregning og derefter fordele prøvetagningsfelter jævnt over arealet (radius 1000 m), /86/.

Den anden indgangsvinkel er at udvælge felter ud fra afstanden til virksomheden (jordforureningskilden), således at felterne er placeret i stigende afstand (op til 300 m) på en eller flere linier, radiært ud fra virksomheden, /87,88,72,90,89/.

Den tredje er en umiddelbart mere tilfældig udvælgelse af prøvetagningsfelter i det forventede, påvirkede område, /85,61/.

I visse af undersøgelse, /88, 72/, er der ved udvælgelsen endvidere taget højde for trafikens bidrag, samt udvalgt referencefelter, der er "upåvirkede" af trafik og forurening fra virksomheden.

Undersøgelseprogrammet er ligeledes betydeligt mere varierende sammenlignet med de 2 tidligere nævnte undersøgelsestyper. I flere af undersøgelseprogrammet er der udtaget jordprøver, både af overfladejorden (0-2 cm) og i forskellige dybder ned til 0,5 meter under terræn. Jordprøverne er typisk udtaget som blandingsprøver af 5-10 delprøver.

I en enkelt undersøgelse, /90/, er jordprøverne suppleret med udtagning af prøver af overfladestøv (<10µm).

I en undersøgelse af nedfald fra en PVC-brand, /61/, er der udtaget prøver af både slukningsvand, slam fra rensningsanlæg og sodprøver.

En undersøgelse, /88/, er baseret på både jordprøver, nedfaldstragte samt dyrkning og analyse af standardgræsser og grønsager, mens der på en anden lokalitet, /87/, er foretaget en lang række forskellige undersøgelser, baseret på både nedfaldstragte til opsamling af nedbør og støv (især vådafsætning og større partikler), biologiske undersøgelser af såvel overflyttede som in situ planter, grønsagsundersøgelser, jordundersøgelser samt vurdering af topografi og vindforhold.

6.3.2 Analyserede parametre

Som nævnt er de undersøgte områder beliggende ved metalforarbejdende virksomheder, hvilket også afspejler sig i parametervalget. Udover tungmetaller og PAH'er er der generelt ikke søgt identificeret evt. andre mulige parametre.

Jordprøverne er analyseret for tungmetaller (to eller flere af følgende: bly, cadmium, krom, kobber, nikkel, zink). Endvidere er jordprøver fra en af undersøgelserne, /86/, analyseret for PAH og total kulbrinter. Jordprøver fra lokaliteter ved tidligere gasværker, /85/, er analyseret for PAH, total kulbrinter, BTEX, metaller og cyanid.

Overfladestøv, /90/, er analyseret for bly, cadmium og kobber.

I de biologiske undersøgelser er der analyseret for tungmetaller (to eller alle af følgende: Bly, selen, cadmium, nikkel og antimon).

I en enkelt undersøgelse, /87/, er dioxinbelastningen vurderet ud fra rapporterede undersøgelsesresultater fra lignende kilder, men der er ikke analyseret for dioxin. I undersøgelsen, foretaget i forbindelse med PVC-branden, /61/, er prøverne analyseret for dioxin.

6.3.3 Statistisk bearbejdning

For en enkelt undersøgelse, /86/, er der udregnet statistiske standardparametre, såsom middelværdi, spredning m.v. I de øvrige undersøgelser er der ikke foretaget en statistisk bearbejdning af data.

6.3.4 Resultater

Området ved NKT-værket, Amager, /86/, er påvirket med højere koncentrationer end de to øvrige københavnske områdeundersøgelser, /77, 78/, hvor der ikke er erkendt en nærliggende punktkilde. Resultater fra NKT-undersøgelsen er vist i tabel 6.5 nedenfor.

	mg/kg TS			
	Bly	Cadmium	Sum 7 PAH	Benzo(a)pyren
Amager (NKT), 166 jordprøver, /86/	-190 (11/1300)	-1,02 (0,08/24)	-5,7 (0,29/91)	-1 (0,04/14)
	140	1,7	8,9	1,4
	96	82	88	94
Jordkvalitetskriterier, /84/	40	0,5	1,5	0,1

Øverst er angivet Median/Gennemsnit

I parentes er angivet (Max/Min)

Med kursiv er angivet Standardafvigelsen eller spredningen

Nederst er angivet Procentdel af prøver, der overskrider jordkvalitetskriteriet, /84/

Top row: median/average. Parenthesis: (min-max). Cursive: st.d. Bottom row: % of samples exceeding soil quality criteria(JKK).

Tabel 6.5 Koncentrationsniveauer for diffus jordforurening ved kendte kilder.

Concentration levels for diffuse soil contamination at known sources of pollution.

Sammenholdes resultaterne fra områdeundersøgelsen ved NKT-værket på Amager med de 2 andre områdeundersøgelser (tabel 6.3), ses det, at NKT-undersøgelsen viser den højeste andel af overskridelser, hvilket formentlig skyldes en diffus belastning fra virksomheden. Forureningsniveauet ved NKT er således generelt højere end på Østerbro, /77/, og i Brønshøj-Husum, /78/, der ikke er påvirket af en enkelt industriel punktkilde.

Koncentrationsniveauet af bly, cadmium, kobber og zink er væsentligt højere ved NKT end i de to andre områder. For total-PAH er koncentrationsniveauet omtrent som i de to andre områder, men flere prøver overskrider acceptkriterierne. Koncentrationerne ved NKT falder med dybden, ligesom i Brønshøj-Husum-området, /78/.

Idet formålet med undersøgelsen var at afklare evt. arealanvendelseskonflikter, er der ikke udført en dækkende historisk redegørelse for området ved NKT. Det vides derfor ikke, hvilke småindustrier, der har været i området.

Ud fra undersøgelsens temakort ses ikke nogen klar sammenhæng mellem koncentrationsniveauet og afstanden fra virksomheden. Undersøgelsen kunne evt. have inddraget detaljerede historiske data om den øvrige arealanvendelse i området, eller evt. suppleret med prøver udtaget i større afstand for at afklare, om nedslagsområdet er større end antaget ud fra OML-beregningen.

På baggrund af samtlige undersøgelser foretaget ved Stålvalseværket (DDS) i Frederiksværk, /87/, er det konkluderet, at det atmosfæriske nedfald er aftagende med stigende afstand fra DDS. Endvidere ses de højeste metalnedfald for de stoffer (jern, zink, bly og mangan), der i størst omfang er emitteret.

Lokale vindfænomener og topografi er vurderet at have væsentlig indflydelse på metalspredningen.

Der er konstateret forhøjet metalnedfald i en afstand på op til 6 km fra DDS, evt. større. Det er fundet, at emissioner bidrager væsentligt til tungmetalnedfald i nærområdet.

Ud fra skandinaviske undersøgelser (litteratur) skønnes dioxinemissionen fra DDS til 0,1-7 g/år, målt som TCDD-ækvivalenter ved en årsproduktion på 800.000 tons stål. Til sammenligning er det samlede danske udslip ca. 48 g/år.

I sodprøver udtaget i røgfanens nedfaldsområde i forbindelse med en PVC-brand i Allerød, /61/, er der konstateret 1-9 ng/m³ dioxin (I-TEQ). Endvidere er der målt et dioxinindhold på 110 pg/l i slukningsvandet. Slukningsvandet er ledt til kloak. Der er konstateret samme koncentrationsniveau (7-11 ng/kg TS) for dioxin i slammet fra rensningsanlægget før og efter branden.

I en undersøgelse ved det tidligere Søllerød Gasværk, /85/, er der ved skel på 6 undersøgte lokaliteter, der grænser op til gasværket, fundet indhold af slagge, tegn på cyanid og forhøjede koncentrationer af PAH, total kulbrinter og tungmetaller. Den præcise afstand fra gasværket til den antrufne jordforurening er ikke angivet.

I flere af undersøgelserne, /88, 72, 90/, er der påvist en klar sammenhæng mellem koncentrationsniveauet i jorden og afstanden fra punktkilden (virksomheden). Et eksempel på dette er området ved Dansk Kabel Skrot (DKS) i Grænge, jf. tabel 6.6.

Afstand fra DKS, m	Antal prøver	mg/kg TS		
		Bly	Kobber	Cadmium
0-50 (DKS)	3	6199 (14000/97)	6556 (11000/69)	13 (28/1,2)
51-100	18	122 (390/22)	82 (320/21)	1,3 (1,7/<1)
101-199	7	48 (70/31)	54 (140/25)	1,0 (1,0/<1)
200-299	15	91 (730/11)	30 (68/11)	1,0 (1,0/<1)
300-499	4	40 (74/23)	22 (34/16)	1,0 (1,0/<1)
500-999	9	20 (34/8,6)	18 (39/7,1)	<1
1000-1600	6	13 (18/11)	12 (12/8,6)	<1

Øverste tal er:

average

Tal i parentes angiver:

middelværdien.

(max/min-værdierne). *Value in parenthesis: max/min*

Upper value:

Tabel 6.6 Metalindhold i overjord (0-2 cm) ved Dansk Kabel Skrot (DKS), /90/.

Metal content in topsoil (0-2 cm) at Dansk Kabel Skrot.

Der er desuden i den pågældende undersøgelse, /90/, påvist en vertikal koncentrationsgradient, idet indholdet af bly og cadmium falder med dybden. Det konkluderes endvidere, /90/, at kobber er en bedre indikator for industriel aktivitet end f.eks. bly og cadmium, idet kobber ikke hidrører fra trafik.

I en undersøgelse af 105 matrikler i et ældre boligområde i nærheden af det tidligere Hillerød gasværk, /122/, er der analyseret for bly, arsen, kobber, chrom, zink, cadmium, og total cyanid. Ved brug af statistiske teknikker som kumulativt frekvensplot var det muligt at skelne områdets diffuse baggrundsniveauer for bly, cadmium og zink fra afvigende forhøjede subpopulationer. For andre parametre som arsen, chrom og kobber var der ingen afvigende populationer, og koncentrationerne var sammenlignelige med de naturlige baggrundsniveauer. Indholdet af total cyanid var i hovedparten af blandingsprøverne på 0,1 mg/kg, men i ca. halvdelen af prøverne blev der alligevel fundet et lettere cyanidindhold, især i forbindelse med slagge. Resultaterne er opsummeret i tabel 6.7. Som det ses, har fjernelse af afvigende punkter ingen konsekvenser for medianen.

	mg/kg TS			
	Bly	Cadmium	zink	total cyanid
111 jordprøver, /122/	34 (340/8)	0,26 (0,92/0,12)	83 (420/30)	0,2 (9,0/<0,1)
Efter statistisk behandling for at fjerne afvigende punkter	32 (100/8)	0,26 (0,45/0,1)	82 (150/30)	-
Jordkvalitetskriterier, /84/	40	0,5	500	500

Øverst er angivet

Median

I parentes er angivet (Max/Min)

Tabel 6.7 Metal- og cyanidindhold i et ældre boligområde i Hillerød, /122/.

Metal and cyanide content in soils at an old housing estate in Hillerød.

6.4 Anvendte analysemetoder

I visse af undersøgelserne er det ikke oplyst, hvilke analysemetoder, der er anvendt. De oplyste metoder er sammenfattet i nedenstående tabel 6.8.

Parameter	Analysemetode
Pb	AAS (DS259+263)
Hg	CVAAS
Cd	AAS AAS-grafit (ved Cd<1,7 mg/kg TS)
Cu, Cr, Ni, Zn, As	ICP-OES (destruktion med HCl)
Cu	AAS-flamme
Pb, Cd, Cu*	PIXE-analyse på DMU (Protoninduceret røntgenfluorescens analyse)*
PAH	GC-MS/SIM (ekstraktion med toluen) GC-FID (ekstraktion med pentan) GC-MS (ekstraktion med dichlormethan)
Olie/tjære	GC-FID (ekstraktion med dichlormethan)
Dioxin	Tysk laboratorium. Metode ikke oplyst.

* på støvprøver on dust samples

Tabel 6.8 Anvendte analysemetoder.
Analytical methods generally used for investigations

6.5 Tidligere vurdering af diffuse jordforurening

Amternes Videncenter for Jordforurening har foretaget en indsamling af undersøgelser vedrørende diffus jordforurening (Difjord-database) samt foretaget en statistisk bearbejdning heraf, /65, 66/. For fuldstændighedens skyld medtages resultaterne fra den statistiske analyse her og opsummeres i det følgende:

Koncentrationsniveauet af tungmetaller og PAH afhænger af byområdets størrelse. Således skønnes København mere diffust belastet end resten af landet.

Koncentrationsniveauet af bly aftager med dybden, men der kan ikke forventes at findes diffus belastning i større dybde i København end i resten af landet. Endvidere har jordtypen en betydning for koncentrationsniveauet, der formentlig kan henføres til jordens sorptionsegenskaber, samt at f.eks. muldjordstyper alene findes terrænnært. Sammenhængen mellem koncentrationsniveau og dybde er størst for intakte aflejringer i modsætning til omrørte prøver. Koncentrationsniveauet afhænger af afstanden til punktkilden. Der er dog ikke fundet en tilstrækkelig systematisk sammenhæng til, at der kan opstilles en entydig model til beskrivelse af en sådan afstandsafhængighed.

Der er en meget klar sammenhæng mellem koncentrationer af benzo(a)pyren og koncentrationer af PAH, både for de 7 MST-PAH'er og for de 16 EPA-PAH'er. Der er ligeledes en meget klar sammenhæng mellem fluoranthen PAH (7 MST).

Der er en vis grad af sammenhæng mellem koncentrationer af bly og PAH. Der er en svag sammenhæng mellem blykoncentrationer og afstanden til trafikklender. Denne sammenhæng ses ikke for PAH.

Bly kan med enkelte forbehold benyttes som indikatorparameter for tungmetaller. Benzo(a)pyren kan benyttes som indikatorparameter for PAH-forbindelser.

På grundlag af den statistiske behandling af resultaterne fra Difjord database Amternes Videncenter for Jordforurening (AVJ), /65/, er der opstillet 10 hypoteser om diffus jordforurening, jf. tabel 6.9.

Nr.	Hypotese	Forventet sammenhæng
1	Der er en sammenhæng mellem koncentrationsniveauer og størrelsen af byområdet. Datamaterialet opdeles i grupperne: Land, mindre byer, middelstore byer og hovedstadsområdet.	Det forventes, at gennemsnittet af koncentrationsniveauerne i Hovedstadsområdet er større end i de middelstore byer osv. Sammenhængen forventes at gælde for i det mindste bly og PAH-forbindelser.
2	Der er en sammenhæng mellem forureningsdybde, koncentration og størrelse af byområde. Datamaterialet opdeles i grupperne: Hovedstadsområdet og resten af landet.	Det forventes, at forureningerne i hovedstadsområdet træffes til større dybde her end i resten af landet.
3	Der er en sammenhæng mellem forureningskoncentrationerne og jordtype. Datamaterialet opdeles i udvalgte jordtyper.	Det forventes, at der er forskel på koncentrationsniveauerne i de forskellige jordtyper.
4	Der er en sammenhæng mellem forureningsdybde og om data er bestemt i enten intakte aflejringer eller "omrørte" jordlag (kulturlag i byen).	Det forventes, at koncentrationsniveauerne i de intakte aflejringer er mindre end i de omrørte aflejringer.
5	Der er en sammenhæng mellem afstanden fra punktkilden og forureningsniveauet.	Det kunne godt tænkes, at der er en sammenhæng mellem maks. koncentrationerne og afstanden til forureningskilden. Alternativt kunne der være en sammenhæng mellem den relative ændring af koncentrationerne og afstanden fra kilden.
6	Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af benzo(a)pyren, og total PAH. Datamaterialet generelt.	Der forventes at være et fast forhold mellem indholdet af benzo(a)pyren og total PAH i det indsamlede datamateriale.
7	Der er en sammenhæng mellem total PAH, defineret jf. Miljøstyrelsens vejledning og indhold af benzo(a)pyren.	Der forventes at være et fast forhold mellem indholdet af benz(a)pyren og total PAH i det indsamlede datamateriale.
8	Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af benzo(a)pyren/total PAH og bly.	Der anvendes kun datamateriale for undersøgelser af belastning fra trafik. Da trafik har givet anledning til belastning med såvel bly som PAH-forbindelser er det tænkeligt, at der er en direkte sammenhæng mellem de påviste koncentrationsniveauer.
9	Der er en sammenhæng mellem trafikintensitet/alt., bystørrelse og forureningens fordeling. Der tænkes på afstand og dybde af forureningen set i forhold til kilden. Data opdeles i grupperne: Hovedstadsområdet og resten af landet.	Det forventes, at de største koncentrationer findes umiddelbart i toppen af jordprofilen ved vejkanterne. Koncentrationen er aftagende med afstand og dybde.
10	Det undersøges om det i blandingsforureninger altid vil være de samme parametre, der er dimensionerende ved risikovurderingen og evt. afværgeindgreb.	Det forventes, at det i sager med tungmetallforureninger typisk vil være bly, der er det dimensionerende parameter for evt. afværgeindgreb. For PAH-forureninger forventes det, at benzo(a)pyren typisk vil være den dimensionerende for evt. afværgeindgreb.

Tabel 6.9 Hypoteser om diffus jordforurening i AVJ rapport, /65/.
Hypotheses about diffuse soil pollution derived in a rapport by the Information Center for Contaminated Soil

6.6 Opsummering af danske erfaringer

På baggrund af nærværende gennemgang af udvalgte, repræsentative undersøgelser opsummeres følgende:

Undersøgelserne viser, at den diffuse belastning er stærkt knyttet til trafik, ældre byområder eller større punktkilder.

Desuden bidrager punktkilder (såsom metalforarbejdende virksomheder) til forhøjet belastning i afstande fra 100 m til 6 km fra punktkilden.

Generelt for alle de betragtede undersøgelser gælder, at der primært er analyseret for tungmetaller og PAH.

Hovedparten af undersøgelserne er udført med henblik på belysning af evt. arealanvendelseskonflikter i form af overskridelse af jordkvalitetskriterier, hvorfor der i mange af undersøgelserne ikke er udført en dækkende historisk redegørelse. Dette har haft betydning for både valg af analyseparametre og resultatbearbejdningen.

6.7 Udenlandske jordundersøgelser

Hos US-EPA, NL-EPA og UK-EPA er der foretaget en litteratursøgning over "diffust forurenede jord".

Der findes flere rapporter og vejledninger vedrørende diffus jordforurening i forbindelse med overfladeafstrømning og konsekvenser for overfladevand, men der foreligger meget lidt om diffust forurenede jord, /91, 92/.

US-EPA's erfaring vedrørende diffus jordforurening er hovedsagelig tilknyttet tungmetalforurening fra mineproduktion, som kan forårsage jordforurening over større arealer. Mange af de geostatistiske metoder, som anvendes i dag, er udviklet i forbindelse med denne type jordforureninger, /93/.

I UK-EPA er der ikke etableret lovgivning for diffus jordforurening. Det overvejes dog, om IPPC-lovgivning om forebyggelse kan inddrages. Der planlægges iværksat et arbejde til at definere rammer for monitorering af jordforurening, som desuden vil omfatte diffus jordforurening, /94/. I forbindelse med emissionsundersøgelser er der ofte målt på baggrundsniveauer for en række organiske forbindelser i jord, dvs. diffus jordforurening.

Der findes en del artikler fra geologiske institutter omhandlende fordelingen af tungmetaller i jorden samt statistiske metoder til vurdering af forurening i jord.

I det følgende afsnit angives resuméer af artikler om diffus jordforurening.

6.7.1 Tungmetaller

I Karlsruhe, Tyskland, er der udført to større undersøgelser af tungmetaller (bly, tin, kobber, zink, vanadium og antimon) i byjord. En undersøgelse omfatter Karlsruhe, dvs. 150 km², /99/, og en anden, en mindre bydel af Karlsruhe på 1,65 km², /95/.

Byjord har en væsentlig større inhomogenitet end landbrugsjord og kan samtidigt være forurenede fra mange kilder, bl.a. trafik, industri, luftemissioner, byggeaktiviteter, affald, kulturlag m.v. Undersøgelsen omfatter den rumlige (spatielle – i to eller 3 dimensioner) fordeling af tungmetaller i de øverste 5 cm topjord i forhold til arealanvendelse.

I område A på 150 km² blev 62 prøver udtaget og i delområde B på 1,35 km². 159 prøver (ca. 100 x 100 m net). Hver prøve til analyse var en blandingsprøve af 3 jordprøver udtaget i hjørnerne af en 1 m trekant.

Der blev anvendt geostatistiske metoder (se afsnit 7.1.4) til at modellere afhængighed af metalkoncentrationer i byjord samt til at identificere lokale punktkilder. Tungmetal i jordprøver blev analyseret ved EDXRF. Arealanvendelse, herunder årstal for etablering af boligkvarter, blev kortlagt. På basis af

semivariogrammer og interpolationsteknikker (kriging) blev der udformet et kort over tungmetalkoncentrationer og arealanvendelse.

Baggrundsniveauet blev overskredet for alle tungmetaller. Fordelingen af antimon og tin fulgte fordelingen af bly, og der fandtes høje koncentrationer ved en nærliggende blyfabrik, langs veje, samt i nedfaldstragte fra kulfyrede kraftværke. Kobber og antimon fandtes i nærheden af et "bronzestoberi". Zink fandtes langs veje pga. emissioner fra trafik. Desuden blev vanadium målt i område A, som blev relateret til kulfyrede værker som kraftværker og gasværker.

En overordnet vurdering af den samlede tungmetalbelastning i forhold til kilden og arealanvendelsen angives i tabel 6.10.

Arealanvendelse	mg/kg TS				
	Cu	Zn	Pb	Sn	Sb
Industri og ubenyttede arealer	60,7 (37,6)	259 (181)	112 (80)	16,3 (9,4)	4,8 (3,0)
Trafikbelastede arealer	52,8 (43,9)	233 (187)	117 (97,1)	12,3 (10,2)	4,2 (3,5)
Boligbyggeri før 1920	39,1 (37,9)	260 (162)	160 (154)	13 (14,2)	2,7 (2,3)
Boligbyggeri mellem 1920 og 1980	29,8 (28,7)	192 (151)	118 (109)	14,9 (12,3)	3,7 (3,8)
Boligbyggeri efter 1980	27,9	98,7	38,6	5,1	1,5
Kolonihaver	40,7 (36,1)	214 (232)	111 (111)	12,6 (13,3)	4,1 (4,3)
Parker og rekreative arealer	31,6 (28,0)	143 (120)	93,9 (75)	12 (9,5)	4,4 (3,5)
Gravpladser	29,1	145	75,3	8,7	1,8
Baggrund	8,2	31	11,4	2,8	0,65

Øverst er angivet Gennemsnit
I parentes er angivet (median)

Tabel 6.10 Gennemsnitlige koncentrationer og medianværdier for metallerne ift kilden (data fra /95/).
Average concentrations and median values for metals as related to sources (from /95/).

I Australien er der konstateret højere indhold af bly i topjord ved en ældre bolig område (omkring 1900) end ved en nyere boligområder (omkring 1980). De gennemsnitlige blyindhold var henholdsvis 600 og 50 mg/kg /125/.

Ligeledes er der i UK fundet forhøjede indhold af tungmetaller (Cu, Cd, Pb, Zn, Ni) og olie i jordprøver udtaget i 5 –15 cm's dybde i en afstand på op til 15 m fra en hovedvej, men forureningen kun er af betydning i forhold til UK jordkvalitetskriterier inden for en afstand af 5 m fra vejrabbat. Der var indikationer at koncentrationsniveauer (til hver side af vejen) var påvirket af den herskende vindretning /126/.

6.7.2 PCB

Der er ikke tidligere udført analyser for PCB ifm. diffust forurenede byjord, og baggrundsniveauet forventes at være mindre end 0,01 mg/kg, /98/. I Bergen Kommune, Sverige ifm. med bygningsrenovering er der dog fundet op til 0,2–2 mg/kg /100/.

6.7.3 PAH

Undersøgelse af en række jordprøver (0-23 cm) fra samme jordbrugsforsøgsstation i UK (udtaget og opbevaret i lukkede beholdere) i perioden 1846–1986) viser, at der er sket en stigning på 4 – 5 gange den totale (11) PAH-belastning i overfladejordprøver, især af benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, pyren, benz(a)anthracen og indeno(1,2,3-cd) pyren, /101/. Koncentrationerne er over 140 år steget fra ca. 0,3 til 1,8 mg/kg TS for total (11)PAH-indhold., /101/.

Den primære årsag var regional atmosfærisk tilførsel fra forbrænding af fossilt brændsel (kulfyring), /101/. Koncentrationerne er omregnet til et gennemsnitligt nedfald på 0,21 mg/m²/år for hver enkelt PAH for perioden 1880–1990. Nedfald på 0,21 mg/m²/år er sammenlignet med værdier fra USA på 0,01mg/m² i landområder og 0,35 mg/m²/år i byområder.

Jordprøver (0-5 cm) fra 49 forskellige områder i Wales blev desuden undersøgt og PAH-indhold blev relateret til lokaliteten, jordarten og afstand fra byer eller andre kilder til PAH emission, /102, 103/. Konklusionerne vedrørende disse undersøgelser kan summeres som følgende:

- Diffus jordforurening (dvs. ingen punktkilder) omfatter PAH-koncentrationer på 0,1 – 55 mg/kg, med en gennemsnitsværdi på 2,3 og en median værdi på 0,3 mg/kg.
- Det naturlige PAH-indhold i jord fra biologiske aktivitet og naturlige skovbrand er skønnet at udgøre 1 – 10 µg/kg, dvs. 0,001 – 0,01 mg/kg.
- Koncentrationerne er lavere i landzoner (<0,6 mg/kg) end i byzoner (>0,6 mg/kg)
- Der findes dog højere indhold af PAH (>0,6 mg/kg) i jordtyper med højt organisk indhold (>30%) f.eks. tørv og skovjord, hvilket kan skyldes, at PAH fra atmosfærisk deposition ophobes i organisk holdigt jord.

7 Statistisk behandling af data

7.1 Prøvetagningsstrategier

7.1.1 Metoder til lokalisering af hotspots

I /104,105/ er beskrevet en tredimensional beregningsmetode til at bestemme sandsynligheden for at finde jordforureninger (hotspot) af en vis størrelse.

Metoden kan anvendes til at definere tætheden af et prøvetagningsnet, der skal til, hvis en hotspot af en vis størrelse skal lokaliseres med en vis sandsynlighed.

For eksempel er det nødvendigt med en gitterlængde på 5 m eller mindre, såfremt sandsynligheden for at finde jordforureningen skal være mere end 52%, under forudsætning af, at jordforureningen er beliggende i det øverste jordlag og har en diameter på 4 m.

Ved vurdering af diffust forurenede jord er det en forudsætning, at der ikke er punktforureninger (hotspots), idet en analyse- og prøvetagningsstrategi for diffust forurenede jord ikke kan afdække punktforureninger.

Under databehandling af resultaterne fra undersøgelser for diffuse jordforureninger vil man dog kunne identificere datapunkter, som afviger fra den diffuse jordforurening. Afvigende datapunkter kan indikere punktforureninger, men fravær af afvigende datapunkter kan ikke sige noget om eventuel tilstedeværelse af punktforurening.

7.1.2 Metoder til vurderinger af overholdelse af jordkvalitetskriteriet

Såfremt der er tale om stoffer, hvor den kroniske skadevirkning har været afgørende for fastsættelsen af kvalitetskriteriet (f.eks. bly, cadmium, benzo(a)pyren og total PAH), kan et sammenhængende og anvendelsesmæssigt relevant forurenede areal vurderes forureningsmæssigt på basis af gennemsnittet af de forurenede prøver, jf. Miljøstyrelsen, /106/.

For stoffer, hvor den akutte skadevirkning har været udslagsgivende ved fastsættelsen af kvalitetskriteriet (f.eks. arsen og nikkel), kan arealet anvendes til meget følsom arealanvendelse, hvis følgende to kriterier er overholdt:

- Gennemsnittet af alle prøver ligger under det fastsatte jordkvalitetskriterie.
- Højst 10% af prøverne ligger over det fastsatte jordkvalitetskriterie, og ingen prøver overskrider jordkvalitetskriteriet med mere end 50%.

I /105/ er der opstillet et regneark til vurdering af diffus jordforurening i forhold til meget følsom arealanvendelse, hvor gennemsnit og andelen af prøver, som overskrider jordkvalitetskriterierne for en række stoffer med jordkvalitetskriterier, kan beregnes for et datasæt.

Der forudsættes, at kun data fra et anvendelsesmæssigt relevant forureningspåvirket område vurderes samlet, og at der som absolut minimum

foreligge analyser svarende til 5–10 prøvetagningspunkter pr. 400 m², /105,106,107/.

I geotekniske undersøgelser kan komprimeringsarbejdet dokumenteres ved, at gennemsnittet og mindste værdien for 5 tilfældigt udtagne prøver overholder kravværdien (i modsætning til kvalitetskrav for forureningsparametre skal komprimeringstestværdien være højere end kontrolværdien). Alternativt kan kontrolreglen overholdes ved en statistiske bedømmelse. Standardafvigelsen ganges med en konstant (k), som er afhængig af antal af målinger(n), dog minimum 5, og fratrækkes gennemsnittet. Resultatet skal være større end kontrolværdien, jf. tabel 7.1.

n	5	6	7	8	9	10	15	20	25	30	40	50
k	1,96	1,86	1,79	1,74	1,70	1,67	1,58	1,53	1,50	1,47	1,44	1,43

Tabel 7.1 Kontrolværdi ved komprimering af jord.

Statistical Control values for the consolidation of soils.

I UK er prøveantal for en lokalitet fastsat ved en statistisk metode, hvor det antages, at jordforureningen er opstået ved en jævn fladebelastning, og dermed at der findes et jævnt forureningsniveau i topjorden, /108/. Jo flere prøver der analyseres, jo bedre er bestemmelsen af jordens gennemsnitlige koncentrationsniveau (C) i forhold til den sande værdi (μ), som kan vurderes i forhold til et jordkvalitetskriterie (G).

Hypotesen om, at μ skal være mindre end G opstilles og kan testes ved forskellige konfidensintervaller. Prøveantal beregnes ud fra en statistisk metode med en “fuzzy” (grå) zone på 0,3G omkring G. Herefter kan det antal af prøver, der er nødvendige for at sikre en statistisk prøvetagningsstrategi, aflæses fra kurverne.

7.1.3 Jordbunker

I henhold til vejledning i håndtering af forurenede jord på Sjælland, /109/, skal forurenede jord klassificeres ud fra de højeste fundne værdier for hver forureningsklasser, hvor følgende skal overholdes:

- Gennemsnittet af alle prøver må ikke overskride grænseværdien.
- Ingen enkeltværdi må overskride grænseværdien med mere end 50 %.

I forbindelse med oprensning af en gasværksgrund i UK, /110/ blev forskellige statistiske parametre og prøvetagningsstrategier afprøvet ved vurdering af total PAH-indhold i jordbunker. 50 jordprøver indeholdt fra 429 til 3.631 mg/kg med gennemsnit, standardafvigelser og medianen på henholdsvis 1.711, 1.462 og 1.480 mg total PAH/kg. Det er konkluderet at medianværdien viser mindre variation end gennemsnittet. Der skal udtages mindste 30 prøver for at beskrive en jordbunke, men dette antal kan reduceres til mellem 3–5 blandingsprøver, bestående af hver 10 prøver.

I Holland, /111/, har man tidligere haft en praksis for vurdering af jordbunker, hvor 100 prøver udtages og reduceres til to blandingsprøver, som herefter analyseres. Denne praksis er analyseret statistisk ved simulering med 30 modeller over den forventelige rumlige fordeling af forurening i jordbunkerne. Variationen var uafhængig af de fleste parametre såsom jordtype, forbehandling o.s.v., men organiske forureninger viste en væsentlig større koefficient af variation (20%) end uorganiske stoffer (10%). Undersøgelsen bekræftede, at for jordbunker med en heterogenitet på mindre end 200% prøvetagningsstrategien var acceptabel.

7.1.4 Geostatistiske metoder.

Flere udenlandske undersøgelser har vist, at jordparametrene (pH, bly m.fl.) har en rumlig afhængighed, men der er dog sjælden tale om en normalfordeling, /93/.

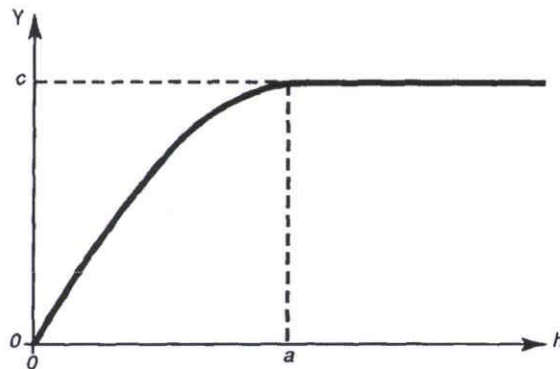
Derfor er det vigtigt at afgøre, om indsamlede analysedata er normalfordelt, før en passende statistisk databehandling kan iværksættes. I /122/ anvendes en kumulativt frekvensplot på sandsynlighedspapir, hvor log-normalfordelte populationer udgør en retlinie, hvis hældning afspejler populationens standardafvigelse. Subpopulationer optræder som tangenter til ret linien.

Geostatistiske metoder kan anvendes til adskillelse af sammenlignelige data (samme population, f.eks. diffus jordforurening) og ikke-sammenlignelige data (f.eks. punktkilder).

Geostatistiske metoder anvendes også til at evaluere rumlig fordeling af geokemiske data. Disse teknikker kan anvendes til:

- at reducere prøvetagningsnettet (antal af datapunkter)
- at skelne mellem sammenlignelige og ikke sammenlignelige data (outliers - data, som tilhører en anden population)
- at interpolere dataværdier i nabofelter, hvorpå der ikke foreligger målinger (kriging - en teknik med vægtede gennemsnit)

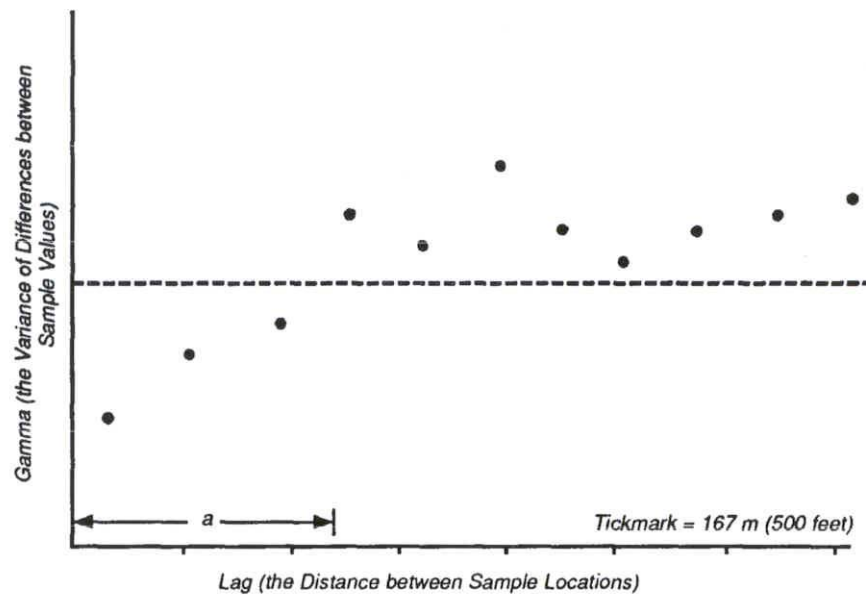
Geostatistiske analysemetoder beregner varians, dvs. den statistiske forskel mellem dataværdier, lokaliseret i forskellig afstand fra hinanden. Alle data inden for en vis defineret afstand sammenlignes parvis. Hvis for eksempel prøverne udtages fra et 50x50 m net, beregnes varians ved 50 , 100, 150 og 200 m.v. Herefter laves et XY plot af varians mod afstand.



Figur 7.1. Ideal form for en semivariogram, /93/.
Ideal form for a semivariogram.

I figur 7.1 viser alle datapunkter, der ligger tættere end afstanden "a", linear korrelation. Ved afstande større end "a" er varians konstant og lig med C, (som betegnes "a sill").

Prøver udtaget tættere end afstand "a" er overflødige punkter, og "a" er den optimale prøvetagningsafstand.



Figur 7.2 Semivariogram af bly med en 230 m net, /113/.
Semivariogram for lead with a 230 m net

I figur 7.2 vises et eksempel med blydata, som viser, at prøver udtaget tættere end 400 m (vist som "a" på figur 7.2), viser linear korrelation. Udtagning af prøver i 400x400 m net vil reducere antallet af prøvetagningspunkter med 50%, og stadig give de samme informationer om den rumlige fordeling af bly på det aktuelle areal.

Semivariogrammer kan have andre korrelationsformer end vist i figur 7.2, især hvis data ikke er normalfordelt. I sidstnævnte tilfælde kan der anvendes teknikker til at transformere lognormal data.

Vejledning om anvendelse af statistiske og geostatistiske værktøjer til planlægning og vurdering af miljøundersøgelser kan findes i en række rapporter og edb-modeller fra USA, som kan hentes som pdf filer, /112-117, 123/

Følgende referencer kan være nyttige:

- Statistiske metoder – Practical Methods for Data Analysis, /112/. Rapporten angiver en række anvisninger og eksempler, f.eks. grafiske metoder (histogrammerne, normalsandsynlighedsplot, lognormal fordeling m.v.) til vurdering af, hvorvidt data er normalfordelt. Der er bl.a. givet et oversigt over fordele og ulemper ved anvendelse af gennemsnit, den øvre fraktil eller median, ifm. vurdering af overholdelse af kvalitetskriterier.
- Undersøgelsesteknikker, inklusive geostatistiske metoder – Site Characterisation for subsurface remediation, /93/. En beskrivelse af geostatistiske metoder samt deres anvendelse til forskellige former for undersøgelser.
- GEO-EAS 1.2.1, /114/, Geostatistical Environmental assessment software. Et DOS program som sammen med en brugervejledning og et data eksempel giver en grundig oplæring i geostatistiske teknikker.
- GEOPACK, /115/, A geostatistical software system. Geostatistics for waste management.
- SCOUT, /116/, Databehandling program
- Prøvetagning og strategier - Preparation of soil sampling protocols: Sampling techniques and strategies, /117/. Oplysninger om prøvetagning, blandingsprøver (composite samples), tilfældig prøvetagning (random),

prøvetagningsfelter (stratified sampling) m.v. De geostatistiske metoder er omtalt uden forklaring eller eksemplar.

Ved en undersøgelse i Karlsruhe, Tyskland, /95, 99/, blev de geostatistiske metoder anvendt til at modellere afhængighed af metalkoncentrationer i byjord, samt til at identificere lokale punktkilder. Resultaterne er gengivet i afsnit 6.7.1. Ved geostatistiske metoder kan anvendes til at skelne mellem naturlige baggrunds niveauer, diffus byforurening og lokal punktfurening. Hypotesen er, at geokemiske data vil vise en rumlig afhængighed (sammenligneligheden falder med afstanden) og dette kan udtrykkes med et eksperimentalt semivariogram. Desuden kan det vurderes, om prøvetagningsnettet er tilstrækkelig tæt til at der kan foretages en vurdering af fordelingen af den diffuse jordforurening.

Det er, i /95/, konkluderet at modellering med geostatistiske metoder tillader vurdering af diffus jordforurening i forskellige skalaer. De geostatistiske metoder er især effektive til identificering af "outliers", som indikerer punktkilder eller jord, som er flyttet fra et andet sted. Metoden kan identificere det generelle billede af diffus jordforurening, og om forureningen er i overensstemmelse med den forventede fordeling for den aktuelle arealanvendelse. Metoden kan indikere den nødvendige tæthed for prøvetagningsstrategien. Modellering kan også anvendes til at identificere områder med en høj diffus jordforureningsgrad.

I Rotterdam, NL, /96/, er geostatistiske metoder er anvendt til at optimere prøvetagningsstrategien og opnå en bedre forståelse og overblik over jordforureningsforholdene i et industriområde på 333.000 m². Geostatistiske teknikker, dannelse af forureningskort vha. kriging og "block kriging", hvor følsomhed af arealanvendelse inddrages i modellen, har vist sig at være et effektivt værktøj, som især egner sig til faseopdelte prøvetagningsstrategier.

Et geostatistisk studie af bly baseret på 285 prøver i et 500x500 m net og et delområde på 169 prøver i et 200x200 m net foretaget i Woverhamton, UK, er beskrevet i /97/. Der blev desuden gennemført en geostatistisk simulering af sandsynligheden for overskridelse af jordkvalitetskriteriet (500 mg/kg). Det blev konkluderet, at metoden vil forbedre planlægningen af supplerende undersøgelser og risikovurderinger.

7.2 Dynamiske arbejdsplaner

US-EPA har udviklet en række træningsmoduler til optimering af undersøgelsesstrategierne, blandt andet følgende aspekter:

- Optimering (økonomi, datamængder og tid) af analysestrategier ved anvendelse af feltmålinger.
- Systematisk planlægning for at sikre en målrettet og optimeret indsats med udgangspunkt i den nødvendige dataindsamling, igennem alle faser fra den indledende undersøgelse til afværge- og kontrolfasen.
- Dynamiske arbejdsplaner, hvor arbejdet justeres løbende til de indsamlede data og graden af overensstemmelse med den konceptuelle forureningsmodel.

Arbejdet er baseret på, at der opstilles en konceptuel forureningsmodel, og at der foretages en løbende revidering af modellen i den dynamiske beslutningsproces med en resulterende forbedring af kvaliteten af det udførte arbejde til følge.

8 Karakterisering af diffus jordforurening

8.1 Koncentrationsniveauer for diffus jordforurening

For at kunne karakterisere diffus jordforurening i byområder skal de typiske koncentrationsniveauer kendes. Som det fremgår kapitel 3-6, har det øvre jordlag i Danmark været udsat for mange påvirkninger gennem tiden. En omfattende undersøgelse af tungmetaller i danske jorder har konkluderet, at det ikke er muligt at angive et bestemt baggrunds niveau, idet det ikke kan afvises, at indholdet af tungmetaller i naturarealer og skove er påvirket af forskellige diffuse kilder, /34/.

I de følgende afsnit er der gengivet referenceniveauer for udvalgte parametre i danske jorder, og udfra oplysninger i kapitel 3-6 er der skønnet typiske niveauer for diffus jordforurening i byerne.

8.1.1 Tungmetaller

Indledningsvist opsummeres danske referenceniveauer for udvalgte tungmetaller i overfladejord (0-25 cm), som er fremkommet i en omfattende undersøgelse fra Danmarks Miljøundersøgelser, /34/. På grundlag af kapitel 7 og resultater af afprøvningen af feltmetoder, /2/, er der desuden udarbejdet et skøn over den forventelige baggrund i byområder, jf. tabel 8.1.

	Landområder			Byområder (skøn)**	Jordkvalitetskriterier, /84/
	Sandjorder (226), /34/	Lerjorder (167), /34/	Alle jorder (393), /34/ mg/kg TS		
As	3,1 /2,6	5,5 /4,1	4,1 /3,3	5-10	20
Pb	11,2 /10,5	13,5 /12,1	12,2 /11,3	10-100 (220)*	40
Cd	0,14 /0,13	0,26 /0,22	0,18 /0,16	0,1-0,5	0,5
Cr	7,3 /6,4	19,0 /17,1	12,3 /9,9	10-50	500
Cu	5,8 /5,6	10,2 /9,0	7,7 /7,0	10-50	500
Hg	0,05 /0,03	0,05 /0,06	0,06 /0,04	0,05-0,2	0,5
Zn	19,4 /18,4	43,5 /43,3	19,5 /26,8	20-250	500
Ni	3,4 /2,9	10,4 /9,6	6,3 /5,0	5-50	30
Mo				<0,5	5

* Højere værdier i nærhed af trafikerede veje

** baseret på undersøgelsesresultaterne fra kap. 7.

Tabel 8.1 Middel- hhv. medianværdier for tungmetalkoncentrationer i danske jorde i /34/. Tallet i parentes angiver antallet af prøver.

Average and median values for heavy metals in different Danish soils types and estimate levels for towns based on chapter 7. The number of measurements is shown in parenthesis.

I forbindelse med afprøvning af feltmetoder er indholdet af molybdæn i byjord, endvidere undersøgt, /2/. Molybdæninhold i jordprøver fra de to testarealer i

København var dog mindre end 0,5 mg Mo/kg TS. Til sammenligning er jordkvalitetskriteriet på 5 mg Mo/kg TS.

8.1.2 Organiske parametre

Der findes ingen landsdækkende undersøgelser af referenceniveauer for indhold af organiske forureningsparametre i dansk jord. Årsagen er delvis, at referenceniveauet ofte er mindre end de gængse detektionsgrænser for jordanalyser. Endvidere er der ikke foretaget undersøgelser, som er tilstrækkeligt omfattende til at kunne vurdere koncentrationsniveauer i forhold til forskellige jordtyper, gødningsbelastning, arealanvendelse m.v.

I tabel 8.2 er der på basis af indsamlet litteratur; jf. kapitel 7, opstillet forventede referenceniveauer for en række organiske parametre i den danske jord.

	mg/kg TS		
	Landområder	Byområder	Jordkvalitetskriterier /84/
PAH sum af 7 PAH	0,06- 0,6	0,6- 20 /50*	1,5
BaP	0,01	0,01-1 /5*	0,1
PCB	0,01	0,01-0,2	

*Højere værdier i nærhed af trafikerede veje

Tabel 8.2 Skønnede referenceniveauer for organiske stoffer i jord.

Estimated reference levels for organic pollutants in rural and urban soils

8.2 Kritiske kilder og forureningsparametre

Ved vurdering af diffus jordforurening er det typisk små bidrag over lang tid der er af betydning, hvorfor forureningen ikke nødvendigvis kan relateres til aktiviteter på arealet (arealanvendelse) som ved traditionel kortlægning af punktkilder. Det er således ikke tilstrækkeligt at afklare, om der har været forurenende aktiviteter på arealet.

Sammenholdes data for atmosfærisk nedfald med jordens gennemsnitlige indhold af tungmetaller i Danmark ses det, at det med uændret atmosfærisk nedfald vil tage mellem 14 og 170 år, før jorden er tilført så meget tungmetal, at det svarer til 1% af det nuværende tungmetalinhold i danske jorder, /38/. Det forholder sig dog anderledes med nedfald fra lokale kilder, som i højere grad bidrager til diffus jordforurening.

De mest kritiske kilder til diffus jordforurening vurderes at være nedfald fra nærliggende punkt- eller liniekilder samt jordens tidligere anvendelse.

Ved jordanvendelse menes ikke alene arealanvendelse og tidligere aktiviteter på arealet, men også jordens historik, såsom jordflytning/-behandling, terrænregulering, områdets bymæssige alder, og om der tidligere er sket nedrivninger. Oplysningerne bør omfatte perioden fra 1850 eller før.

Den lokale infrastruktur (liniekilder), såsom veje og jernbaner, kan desuden have bidraget til den diffuse jordforurening, og belastningen vil ofte være afhængig af historiske detaljer, som f.eks. årstal for anlægsarbejde, trafiktal samt placering af

hastighedsbegrænsende foranstaltninger (hastighedsgrænser, lysregulering og vejkryds).

Lokale punktkilder kan have ydet et væsentligt bidrag til den diffuse jordforurening i form af nedfald, deponering af affald eller terrænreguleringer, hvor der er anvendt forurenet jord.

Endvidere kan atmosfærisk nedfald af PAH og tungmetaller fra fjerne kilder yde bidrag. Atmosfæriske bidrag fra de fjerne kilder udgør dog en jævn belastning af topjorden over et større område. Bidraget til den diffuse jordforurening på et givent areal må imidlertid forventes at være lille i forhold til bidraget fra andre kilder. Påvirkning ses hovedsagelig i uberørt jord, hvor det atmosfæriske bidrag over tid ophobes i de øverste cm af topjorden. Pløjning og dyrkning af jorden medfører dog en fortynding af indholdet af forureningskomponenter tilført ved atmosfærisk nedfald

I tabel 8.3 er opstillet en oversigt over kilder til diffus jordforurening. Oversigten indeholder endvidere en tjekliste vedrørende historik, forureningsmodeller og forureningsparametre. Listen er ikke udtømmende og omfatter kun immobile og persistente stoffer.

Aktivitet/kilde	Historik	Forureningsmodel	Forureningsparametre
Jordanvendelse	Kronologisk jordanvendelse: Byjord, brakjord eller landbrugsjord Byudvikling: arealanvendelse og punktkilder Anlægsarbejde: årstal, mængder, kote, oprindelse, jordstrømme Opfyldning: Fyldlag og jordart Udlægning af slam, slagge, andet Storbrand	Bidragsmodel Fyldjordsmodel	Pb, Cu, Cr, Zn, Ni, Cd, Hg, Mo, V. Olie PAH (BaP) PCB Pesticider DDT Cyanid Asbest**
Infrastruktur, veje, jernbane	Kronologisk jordanvendelse: Årstal for anlægsarbejde, vedligeholdelse og ombygning Anlægsarbejde: mængder, kote, oprindelse, jordstrømme, konstruktion og materialer Vejtrafik; trafikalt over tiden, lyskryds, hastighedsregulering, m.m. Jernbane: transporttal og togtype, andre installationer	Liniemodell Fyldjordsmodel	Pb, Cu Olie Hydraulikolie PAH PCB Phthalater Dioxiner Cyanid Asbest**
Kendte kilder i opland*	Arealanvendelse Historiske redegørelse for området OML-beregninger Skorstenshøjde, brand	Nedfaldsmodel Liniemodell Fyldjordsmodel	PAH Dioxiner PCB, Phthalater Pb, Cd, Cu, Zn
Atmosfærisk belastning fra fjerne kilder	Emissionsundersøgelser	Nedfaldsmodel	PAH Dioxiner

* Forureningsparametre er delvis branche specifikke **Analyseteknisk problemer

Tabel 8.3 Oversigt over kilder til diffus jordforurening og forureningsparametre.
Overview of sources of diffuse soil contamination and pollutants.

I tabel 8.4 tages udgangspunkt i forureningsmodellen, dvs. den måde (mekanisme), hvorpå en jordforurening er opstået. Denne listen er således heller ikke udtømmende.

Forureningsmodel	Kilder	Forureningsparametre
Nedfaldsmodel	Emission fra forbrændingsanlæg Emission fra kulfyrede kraftværker Emission og støv fra industri; metalforbearbejdning autoophug kabelskrot	PAH-forbrænding, dioxiner, Pb PAH-forbrænding; dioxiner, Pb PAH-forbrænding; dioxiner, Pb, Mn, Cd, Cu, Cr, Zn, Ni, Mo PCB, Phthalater
Liniemodel	Emission fra trafik (biler, lastbiler) Vejvand Støv fra dækslid Støv fra asfaltslid Støv fra bremses Emission langs jernbane	Olie, Pb, PAH-forbrænding, dioxiner PAH-tjære, PAH-olie, Pesticider Tungmetaller, PAH, Phthalater PAH Cu Cu, PAH, olie, Hydraulikolie, PCB Asbest**
Overfaldsmodel	Udlægning af slagger Udlægning af brugt myremalm Udlægning af slam	Tungmetaller Cyanid PAH, olie, PCB, phthalater
Bidragmodel	Bymæssige kilder	PAH, Pb, Cu, træbjærene PCB Asbest**
Fyldjordsmodel	Forurennet jord fra anlægsarbejdet Forurennet jord fra vej Forurennet sediment	Olie, Mo, V, Ni PAH'er Tungmetaller inkl. Hg Asbest**

**Analyseteknisk problemer

Tabel 8.4 Forureningsmodeller, potentielle kilder og forureningsparametre.
Conceptual pollution models, potential sources and pollutants

9 Ordforklaring

111-TCA	TriChlorEthan
2,4-D	2,4-DiChlorPhenoxyeddikesyre
Ag	Sølv
As	Arsen
Au	Guld
AVJ	Amternes Videncenter for Jordforurening
BaP	Benzo(a)Pyren
BTEX	Samlet betegnelse for Benzen, Toluen, Ethylbenzen og Xylener
Carcinogen	Kræftfremkaldende
Cd	Cadmium
Chl.	Chlorerede
Cr	Chrom
Cu	Kobber
DDS	Den Danske Stålvalseværk
DDT	DichlorDiphenylTrichlorethan Chlorholdige pesticid
DEHP	Di(2-ethyl-hexyl)phthalat
Deposition	Engelsk ord for nedfald
DiBahA	Dibenz(a,h)Anthracen , se PAH
Diffus jordforurening	Diffus jordforurening er oprindeligt forårsaget af hændelser, der er relateret til en eller flere punktkilder, men hvor der er sket en spredning, opblanding eller fortynding, således at forholdet mellem kildestyrken og jordforureningen er blevet sløret
Diffus kilde	Diffuse forureningskilder er typisk industriafkast eller trafik, som medfører luftbåren forurening
Dioxiner	Dioxiner er en samletbetegnelse for de 75 forskellige PolyChlorerede Dibenzo-p-Dioxiner (PCDD) og de 135 forskellige PolyChlorerede DibenzoFuraner (PCDF) .
DKS	Dansk Kabel Skrot
DNOC	4,6-DiNitro-OrthoCresol , ukrudtsmiddel
EDTA	Ethylen Diamin Tetra

EDXRF	Energi Dispersiv (X _{ray}) Røntgen Fluorescens: analysemetode for metaller
Forureningsmodel	Ofte kaldt en konceptuelle model fra den engelske betegnelse "conceptual pollution model". En beskrivelse af forurenings kilde, spredning/transport og fordeling i miljøet.
GC	GasChromatografi: analysemetode for organiske forbindelser
GC-FID	GasChromatografi med Flamme Ionisations Detektor.
GC-MS-SIM	GasChromatografi med MasseSpektrometri med Selektiv Ion Monitoring
Geostatistik	Geostatistik er anvendelse af statistik til at evaluere den rumlig fordeling af geokemiske data.
gns.	Gennemsnit
Hydrocarbon	Kulbrinte
IPPC	EU's Integrated Pollution Prevention and Control Directive Integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening
ICP	Induktivt (Coupled) Plasma: analysemetode for metaller
Immobil	Ikke vandopløselig eller flygtig, bindes til jorden
Kulbrinte	Et stof bestående af kulstof og brint
LAS	Lineær Alkyl Sulfonater
MCPA	2-Methyl-4-ChloroPhenoxyAcetic acid 2-Methyl-4-ChloroPhenoxyeddikesyre
Mo	Molybdæn
MTBE	Methyl- <i>tert</i> -butylether
Nedfald	Ofte betegnet deposition
Ni	Nikkel
NKT	De tidligere Nordiske Kabel og Traadfabriker
NSO-forbindelser	Heterocycliske aromatiske forbindelser indeholdende kvælstof (N, nitrogen), svovl (S) eller ilt (O, oxygen).
Opl. middel	Opløsningsmidler
OML	Operationel Meteorologisk Luftkvalitetsmodel se www.oml.dmu.dk
PAH	Polycycliske Aromatiske Hydrocarboner omfatter et utal af kulbrinter(forbindelser som alene indeholder kulstof og brint), der består af to eller flere aromatiske ringe. PAH'er kan være usubstituerede eller alkylsubstituerede.
Pb	Bly
PCB	PolyChlorBiphenyler
PCE	PerChlorEthylen el. TetraChlorEthylen

PCP	PentaChlorPhenol
Persistente	ikke nedbrydelig
Phthalater	Phthalater er anvendt som plastblødgørere.
Sb	Antimon
Se	Selen
Sn	Tin
TCE	TriChlorEthylen el. Trichlorethen
TeCE	TetraChlorEthylen el. Tetrachlorethen
TEQ	Toksiske ækvivalenter for en specifik dioxin, f.eks. TEQ (if 2,3,7,8-TCDD-ækvivalenter, Sevesodioxin, 2,3,7,8-tetrachlor-dibenzo-p-dioxin)
UK	United Kingdom
USA-EPA	United States Environmental Protection Agency
V	Vanadium
Vidensniveau 2	Defineret i Jordforureningslov ifm kortlægning, hvor der tilvejebragt et dokumentationsgrundlag, der gør, at det med høj grad af sikkerhed kan lægges til grund, at der på et areal er en jordforurening af en sådan art og koncentration, at forurening kan have skadelig virkning på mennesker og miljø.
Zn	Zink
AAS	Atom Absorption Spektrometri , analysemetode for metaller

10 Referencer

- /1/ Miljø- og Energiministeriet (1999). Lov om forurenede jord. nr. 370 af 2. juni 1999.
- /2/ Miljøstyrelsen (2001). Miljørapport. Fase I. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 2: Afprøvning af feltmetoder ved undersøgelse af diffust forurenede jord. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /3/ Miljøstyrelsen (2001). Miljørapport. Fase I. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 3: Indledende forslag til undersøgelsesstrategier for kortlægning af diffust forurenede arealer i byområder. Miljøkontrollen. NIRAS
- /4/ Miljøstyrelsen (1986). Kilder til industrikortlægning. Bibliografi over industrihistorisk litteratur og kildemateriale. Lossepladsprojektet. Udredningsrapport U6.
- /5/ Miljøkontrollen (1996). Lossepladser og opfyldning i København. Historisk redegørelse for Københavns opfyldninger og lossepladser fra omkring århundredeskiftet til 1995. Eriksen, J.M. Københavns kommune.
- /6/ Jensen J. E. (1992). Danmarks middelalderlige Byplaner. Nordjylland. Clemensstrykkeriet A/S, Århus.
- /7/ Jensen J. E. (1992). Danmarks middelalderlige Byplaner. Fyn. Clemensstrykkeriet A/S, Århus.
- /8/ Miljøkontrollen (1998). Areal anvendelse. historiske kortlægning af arealanvendelse i København. Københavns Kommune.
- /9/ Poulsen, J. (1991). Nordbanen med tog til Nordsjælland gennem 125 år. Historisk-topografisk Selskab for Lyngby-Taarbæk kommune.
- /10/ Just, N. (1992). Forskellige kilder til belastning af jordmiljøet med tungmetaller. Lovmæssige reguleringer og kriterieværdier. ATV-møde. Tungmetaller. www.atv-jord-grundvand.dk/publikationer
- /11/ Miljøstyrelsen (1997). Miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand. Miljøprojekt nr. 357.
- /12/ Miljøstyrelsen (1995). Forekomst og effekter af miljøfremmede organiske stoffer i spildevandsslam. Arbejdsrapport nr. 15.
- /13/ Falstrup, G. & Pedersen, H. (2000). Forurening under asfaltbelægningen i to amtsveje på Bornholm. Dansk Vejtidskrift, 11, 34-36.
- /14/ Andresen, C. E. og Agersnap, F. (1989). Dansk erhvervshistorie 1880 til vore dage. Nyt fra Samfundsvidenskaberne.
- /15/ Trafikministeriet (2000). Hundrede års trafik 1900-2000.

- /16/ Vejdirektoratet. Længden af offentlige veje pr. 1. januar 2001. www.vd.dk.
- /17/ Vejdirektoratet. Trafik på rute nummererede veje. www.vd.dk.
- /18/ Møller, J.H. (1999). Udvikling i sammensætning af olie- og benzinprodukter. ATV-møde Nye Produkter – Nye forureninger
- /19/ Miljøstyrelsen (1998). Branchevejledning for forurenede tjære/asfaltgrunde. Vejledning nr. 10.
- /20/ Miljøstyrelsen (1997). Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Miljøprojekt nr. 355.
- /21/ Wan, M.T. (1994). Utility Right-of-Way Contaminants: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *J. Environ. Qual.* 23, 1297–1304 via /20/.
- /22/ Herrmann, R. et al. (1992). Charakterisierung und Analyse der Verschmutzung des Niederschlages und des Niederschlagabflusses, Teilprojekt 1, Verbundprojekt Niederschlag 1. Universitäres Verbundprojekt des Bundesministers für Forschung und Technologie. Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Tyskland via /20/.
- /23/ Stotz G. (1987). Investigations of the properties of the surface water Run-off from Federal Highways in The FRG. *The Science of the Total Environment.* 59, 329-337, via /20/
- /24/ Ahlbom, J. & Duus, U. (1994). Nya hjulspår – en produktstudie av gummidäck. Kemikalieinspektionen, Sverige, via /20/.
- /25/ Rogge, W.W. et al. (1993). Sources of Fine Organic Aerosol. 3. Road Dust, tire debris and organometallic Brake Lining dust: Roads as sources and Sinks. *Environ. Sci. Technol.*, 27, 1892-19034, via /20/.
- /26/ Andersen, T.P. (1978). Produktion og samfund : Danmarks og Nordens historie. Gad.
- /27/ Brorström-Lundén, E. (1991). Mätningar av organiska föreningar i luft och deposition vid Svenska västkusten. Institut för Vatten- och Luftvårdsforskning, Sverige.
- /28/ Van Metre, P.C., Mahler, B.J. og Furlong, E.T. (2000). Urban Sprawl leaves its PAH signature. *Environ. Sci. Technol.* 34, (19), 4064-4070.
- /29/ Bruun-Petersen, J. (1995). Godstog: godsbefordring med jernbane gennem tiden. Banebøger.
- /30/ Løkkegaard, F. (1994). Danmarks industrialisering 1840-1990. Dansk Industri.
- /31/ Miljøstyrelsen (1983). Branchefortegnelse for kemikalieaffald. Teknologisk Institut.
- /32/ Miljøstyrelsen (1999). Kortlægning af kilder til jordforurening. Status og erfaringer. Arbejdsrapport nr. 11, 1999.

- /33/ Miljøstyrelsen (2000). Vejledning vedr. kortlægning af forurenede arealer. nr. 8
- /34/ Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser (1999). Tungmetalledfald i Danmark 1999. Faglig rapport nr. 331.
- /35/ Aaby, B., Jacobsen, J. og Jacobsen, O.S. (1979) Pb-210 datering and lead deposition in the ombrotrophic peat bog, Draved Mose, Danmark. Danmarks Geological Undersøgelse. årbog 1978. København 1979.
- /36/ Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser. (1996) Monitering af tungmetaller i danske dyrkningsjorder. Prøvetagningen i 1992/93. Faglig rapport fra DMU, nr. 157, 1996.
- /37/ Hovmand, M.F. & Kemp, K. (2000). Tungmetalledfald i Danmark 1998. Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 313
- /38/ Hovmand, M.F. (1984) Cycling of Pb, Cd, Cu, Zn, and Ni in Danish agriculture. Commission of the European Communities. Seminar. Uppsala, June 1983. D.Reidel Publ. Company Dordrecht.
- /39/ Miljøstyrelsen (1999). Vandmiljø-98. Redegørelse fra Miljøstyrelsen.
- /40/ Jensen, J., Bak, J., og Larsen, M.M. (1996). Tungmetaller i danske jorder. Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser.
- /41/ Hovedstadsregionens luftovervågningsenhed. HLU. (1999). Luftkvalitet i Hovedstadsregionen 1998. Miljøkontrollen. Hertz Bogtrykkergården a/s
- /42/ Strandberg, M. & Mortensen, L. (1996). Naturens tålegrenser for luftforurening. Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser.
- /43/ Hovedstadsregionens luftovervågningsenhed. HLU. www.hlu.kk.dk
- /44/ Edwards. N.T. (1986). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in the Terrestrial Environment - A Review. *J. Environ. Qual.* 12, (4), 427-441.
- /45/ Miljøstyrelsen (1995). Traffic PAH and other mutagens in air in Denmark. Miljøprojekt. nr. 285.
- /46/ Baek, S.O., Field, R.A., Goldstone, M.E., Kirk, P.W., Lester, J.N. & Perry, R. (1991). A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate and behaviour. *Water, Air and Soil pollution*, 60, 279-300.
- /47/ Sørensen, A.K. & Vester, F. (1976) Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the air of Copenhagen and South Langeland. Nordic PAH-projekt Report nr. 9. Central Institute for Industrial Research. Norway
- /48/ NERI, (1994). Atmospheric PAH in Denmark. National Environmental Research Institute. Miljøministeriet.

- //49/ Halsall, C.J., Coleman, P.J., & Jones, K.C. (1997). Atmospheric deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/difurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in two UK cities. *Chemosphere*, 35, (9), 1919-1931.
- /50/ Halsall, C.J., Coleman, P.J., Davis, B.J., Burnett, V., Waterhouse, K.S., Harding-Jones, P. & Jones, K.C. (1994). Polycyclic aromatic hydrocarbons in U.K. Urban air. *Environ. Sci. Technol.* 28, (13), 2380-2386.
- /51/ Lohmann, R., Northcott, G.L. & Jones, K.C. (2000). Assessing the contribution of diffuse burning as a source of PCDD/Fs, PCB's and PAH to the UK atmosphere. *Environ. Sci Technol.* 34, 2892-2899.
- /52/ NORD. (1990). The presence, accumulation and potential impact of organic compounds on forest ecosystems in Scandinavia. Miljørapport 3.
- /53/ Løkke, H. (2000). Industri- og husholdningskemikalier. Kap. 5. *Kemiske stoffer i miljøet*. Redigeret af Helweg, A. Gads forlag, København.
- /54/ Miljøstyrelsen. (2000). Substance Flow Analysis for dioxins in Denmark. Miljøprojekt nr. 570. COWI.
- /55/ Miljøstyrelsen (1995). Kilder til dioxinforurening og forekomst af dioxin i miljøet. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen. nr. 81.
- /56/ United States Environmental Protection Agency. (1998). The inventory of sources of Dioxin in The United States. Review draft EPA/600/P-98/002Aa.
- /57/ Miljøstyrelsen (1989). Dioxinmission ved affaldsforbrænding. Miljøprojekt nr. 117.
- /58/ Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser. (2000). Benzene from Traffic. Fuel content and ambient air concentrations. Palmgren, F., Berkowicz, R. og Skov, H. NERI Technical rapport no. 309.
- /59/ Miljøstyrelsen (1994). Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne. Miljøprojekt nr. 249
- /60/ Miljøstyrelsen (1999). Impact of regulations of traffic emissions on PAH level in the air. Miljøprojekt nr. 447.
- /61/ Allerød Kommune (2000). Notat og korrespondance bl.a. fra MST, DMU vedr. Bantax-brand i Allerød, maj 2000.
- /62/ Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser. (1998). Faglig rapport fra DMU, nr. 249. Phthalater i miljøet. Opløselighed, sorption og transport.
- /63/ Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser. (1999). Phthalates and nonylphenols in soil. A field study of different soil profiles. NERI technical report 268

- /64/ Miljøstyrelsen (1996). Massestrømsanalyse for phthalater - Forbrug, bortskaffelse og udslip til omgivelserne i Danmark. Miljøprojekt nr. 320.
- /65/ Amternes Videnscenter for Jordforurening (1999). Opsamling af data for diffus forurening. Teknik og Administration nr. 7.
- /66/ Amternes Videnscenter for Jordforurening (2000). Diffus Jordforurening - fase 2. Statistisk bearbejdning af data. Teknik og Administration nr. 3.
- /67/ Århus Amt, Natur og Miljø (1997). Jordforurening langs veje. Teknisk rapport.
- /68/ Miljøkontrollen (1997). København. Grøndal-området. Forureningsundersøgelse. Rapport 1997. Udarbejdet af Geoteknisk Institut.
- /69/ Nielsen, C. & Nielsen, P. (2000). Diffus forurening. En undersøgelse af rabatjorden langs veje. Teknisk Akademi Esbjerg.
- /70/ Storstrøms Amt (1998). Vejkontoret, div. data.
- /71/ Roskilde Amt (1997). Bestemmelse af bly-indhold i jordprøver udtaget langs Holbæk-motorvejen ved Roskilde. Udarbejdet af Miljø- og Levnedsmiddelcentret.
- /72/ Glostrup Kommune (1995). Kortlægning af overjordens indhold af bly og cadmium i den sydlige del af Glostrup Kommune. Kemp & Lauritsen Vand & Miljø AS.
- /73/ Vejdirektoratet (2000). Danish Road Institute report 104. Examination of pollution in soils and water along roads caused by traffic and the road pavement. Elektronisk publikation: www.vd.dk.
- /74/ Miljøkontrollen (2000). Vuggestuer og legepladser i København på formodet diffust forurenede lokaliteter. Rapport 1, 2000-05-12. Geoteknisk Institut.
- /75/ Århus Kommune (1998). Orienterende undersøgelse af diffus forurening på daginstitutioner og legepladser i Århus Bymidte. Rambøll. Juli 1998.
- /76/ Hillerød Kommune (1993). Miljøteknisk undersøgelse af området omkring Godthåbsvej i Hillerød. Falkenberg. December 1993.
- /77/ Miljøkontrollen (1998). Undersøgelse af diffus jordforurening på Østerbro. April 1998. Krüger.
- /78/ Miljøkontrollen (1998). Undersøgelse af diffus jordforurening i Brønshøj-Husum. Oktober 1998. Krüger.
- /79/ Århus Amt (1995). PAH-forbindelser i bymæssige miljøer. Udarb. af depotafdelingen, Århus Amt. Juni 1995.
- /80/ Århus Amt (1997). Diffus belastning af overfladejord i byområder i Århus Amt. December 1997. Birch & Krogboe.
- /81/ Miljøkontrollen (1997). Metalkoncentrationer i overfladejord i Valby. Udarbejdet af Baltic Consulting Group, Vilnius & Miljøkontrollen.

- /82/ Københavns Amtskommune (1988). Undersøgelse af PAH-forbindelser og tungmetaller i jord og grøntsager fra haveforeningen Majsletten i Trørød. April 1988. COWIconsult.
- /83/ Miljøkontrollen (1997). Forureningsundersøgelse af 38 haveforeninger. Statistisk bearbejdning af data. Maj 1997. Kemp & Lauritzen.
- /84/ Miljøstyrelsen (1998). Oprydning på forurenede lokaliteter. Vejledning nr. 6 og 7.
- /85/ Københavns Amt (2001). Søllerød Gasværk. Undersøgelser, Skovgærdet 6-14. Udkast. Birch & Krogboe.
- /86/ Miljøkontrollen (2000). NKT Valseværket. Diffus Jordforurening. December 2000. Krüger.
- /87/ Frederiksborg Amt (1990). Luftbåren forurening med tungmetaller i Frederiksværk – sammenfatning af nedfaldsundersøgelser og grøntsagsundersøgelser i perioden 1976-1987. COWI.
- /88/ Lyngby-Taarbæk Kommune (1983). Biologiske undersøgelser af tungmetalfurening omkring A/S LYAC i sommeren 1982. Juli 1983. COWIconsult.
- /89/ Viborg Amt (1992). Sundby Thy Jernstøberi – undersøgelsesrapport. Hedeselskabet.
- /90/ Storstrøms Amt (1992). Kortlægning af metalpåvirkningen af overfladejorden og overfladestøvet i Grænge. Dk Teknik. Juni 1992.
- /91/ United States Environmental Protection Agency (1997). Monitoring guidance for determining the effectiveness of nonpoint source controls. EPA/841-B-96-004.
- /92/ United States Environmental Protection Agency. Office of Water: Nonpoint Sources www.epa.gov/owow/nps/bestnpsdocs.htm
- /93/ United States Environmental Protection Agency (1991). Seminar publication. Site Characterization for subsurface remediation. EPA/625/4-91/026.
- /94/ Personlig kommunikation - Malcolm Lythgo UK-EPA
- /95/ Norra, S., Weber, A., Kramar, U. og Strüben, D. (2000). Mapping of trace elements in Urban soils. *J. Soils & Sediments*, Online first, www.ecomed.de.
- /96/ Romijn, R.P. & Pieters, G.A.M. (2000). Geostatistical instruments for soil assessment and site development plans – a case study. *Contaminated soil 2000*. 464-468.
- /97/ Nathanail, C.P., Ferguson, C.C., Browne, M.J. & Hooker, P.J. (1998). Mapping risks to human health for urban soils using geostatistical techniques. *Contaminated Soil '98*. Thomas Telford, 1013 – 1014.

- /98/ Løkke, H. (1988). PCB, Dioxiner, Phthalater og Phenoler. Kapitel 10 i *Kemiske stoffer i landbrugsjords miljøer*. Redaktion Helveg, A. Teknisk Forlag.
- /99/ Norra, S., Kramar, U. & Strüben, D. (2000). Basemaps for the estimation of diffuse soil pollution in urban areas. Field Screening Europe 2001.
- /100/ Ottesen, R.T., Alexander, J. og de Lange, R. (1999). Jordforurening i Bergen- konsekvenser for helse og miljø. Norges geologiske undersøgelse. Årsrapport. side 10- 11.
- /101/ Jones, K.C. (1988). Poly Aromatic hydrocarbons in the soil system: long term changes, behavior and current level in the UK. *Contaminated Soil '88*. Ed. Wolf, Van den brink & Colon. Kluwer Academic publishers. 351-358.
- /102/ Jones, K.C., Stratford, J.A., Waterhouse, K.S. & Vogt, N.B. (1989). Organic contaminants in welsh Soils. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. *Envirol. Sci Technol.* 25, (5) 549-550.
- /103/ Tolley, J.A. (1989). Polynukleare aromatiske hydrocarboner i wallisiske jordprøver. Lossepladsprojektet informationsbrev nr. 13. oktober 1989.
- /104/ Miljøstyrelsen (1999). Statistisk 3-D beregning af sandsynlighed for at finde jordforurening. Miljørapport nr. 449.
- /105/ Miljøstyrelsen (2001). Jagg15.xls. Et regneark til at beregne risikovurdering af jord, afdampning, gas og grundvand. www.mst.dk.
- /106/ Miljøstyrelsen (1998). Oprydning af forurenede lokaliteter. Vejledning nr. 6.
- /107/ Miljøstyrelsen (1998). Prøvetagning og analyse af jord. Vejledning nr. 13.
- /108/ Ferguson, C.C. (1998). How many samples? Balancing cost against risk in sampling design. *Contaminated Soil '98*. Thomas Telford, 803 - 804.
- /109/ Vejledning i håndtering af forurenede jord på Sjælland (2001). www.vestamt.dk/natur/jordvejledningsjaelland Juli 2001
- /110/ Bennet, A.M.A., Jones, S.D. & Morris, R.S. (2000). Sampling strategies for improving the decision quality on the fate of contaminated material stored in stockpiles. *Contaminated soil 2000*. Thomas Telford, 454-457.
- /111/ Lamé, F., Derksen, G., Honders, T., Gadella, M. & Maas, T. (2000). Knowledge-based Sampling Strategy for Soil Stockpiles. *Contaminated soil 2000*, Thomas Telford ,450-453.
- /112/ United States Environmental Protection Agency (2000). Guidance for Data Quality Assessment. Practical methods for data Analysis EPA QA/G9 QA00 Updata. EPA/600/R-96/084.
- /113/ Flatmann, G.T. (1986). Design of Soil sampling Programs: Statistical considerations. In Quality Control in Remediation Site investigation: Hazardous and industrial Solid waste testing, 5th. volume, C.LK. Perket

(ed.) ASTM STP 925 American society of testing and materials, Philadelphia, 43-56, via /93/

- /114/ United States Environmental Protection Agency (1991). GEO-EAS 1.2.1. Geostatistical Environmental assessment software. EPA/600/8-91/008.
- /115/ United States Environmental Protection Agency (1990). GEOPACK A geostatistical software system. Geostatistics for waste management. EPA/600/8-90/004.
- /116/ United States Environmental Protection Agency (1998). Site Characterisation Library volume 1. Software :Scout EPA/600/c-98/001.
- /117/ United States Environmental Protection Agency (1992). Preparation of soil sampling protocols: sampling techniques and strategies. EPA/600/R-92/128.
- /118/ Nielsen, A.A. (2000). Geostatistik og analyse af spatielle data. Lecture notes. Grundkursus. <http://www.imm.dtu.dk/~aa/teaching.html>
- /119/ ATV Jord og Grundvand (1998). Kemiske analyser - Sådan kan de forstås!!!
- /120/ Vejdirektoratet (2001). Vejledning i håndtering af jord i og fra offentlige vejarealer. Vejregelforberedende rapport nr. 1.
- /121/ Amternes Videnscenter for Jordforurening (2000). 8 pjecer om jord og grundvandsforurening fra virksomheder. Information nr. 3
- /122/ Høj, A.R, Falkenberg, P. og Fogede, S. (1996). Fladedækkende metalbelastning i Hillerød. *Vand & Jord*. 1, 27-29.
- /123/ United States Environmental Protection Agency. www.epa.gov
- /124/ United States Environmental Protection Agency & US Army Corps of Engineers. Field Analytic Technologies Encyclopedia: Training modules. <http://fate.clu-in.org/trainingsmod.htm>
- /125/ Ford, P.C. & Dale, M.J. (1997). Lead in two urban catchments in Sydney, Australia. *Land contamination & Reclamation*, 5, (4), 291-297.
- /126/ Wood, P. (2000). Ground Contamination adjacent to a major rural highway in the UK. *Land contamination & Reclamation*, 8, (1), 1-8.