

Miljøprojekt Nr. 571 2000

Teknologiudviklingsprogrammet for
jord- og grundvandsforurening

Optagelse af metaller og PAH- forbindelser i grøntsager og frugt

Dyrkningsforsøg og prøveindsamling i København og
Skagen 1999

Lise Samsøe-Petersen
DHI - Institut for Vand & Miljø

Erik Huusfeldt Larsen og Niels Lyhne Andersen
Fødevaredirektoratet

Poul Bo Larsen
Miljøstyrelsen

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

0	FORORD	7
1	SAMMENFATNING	9
1.1	UNDERSØGELSER AF FRUGT OG GRØNT	9
1.2	SUNDHEDSMÆSSIGE VURDERINGER	10
1.2.1	<i>Beregning af bidraget med kosten</i>	10
1.2.2	<i>Sundhedsmæssige vurderinger</i>	10
1.3	KONKLUSIONER	11
2	FORMÅL	13
3	BAGGRUND	15
3.1	DEFINITIONER	15
3.1.1	<i>Jord, jordkvalitetskriterier, afskæringskriterier, rådgivningsinterval</i>	15
3.1.2	<i>Fødevarer, overvågningsværdier, grænseværdier, Overvågningssystemet</i>	15
3.2	GÆLDENDE RÅDGIVNINGSGREGLER	16
3.3	METALLER, INDLEDENDE UNDERSØGELSER	17
3.4	PAH-FORBINDELSER	18
4	OPTAGELSE AF METALLER OG MILJØFREMMEDE, ORGANISKE STOFFER I PLANTER	19
4.1	EKSPONERINGSVEJE	19
4.2	PLANTERNES BETYDNING FOR OPKONCENTRERING AF STOFFERNE	19
4.3	JORDENS BETYDNING FOR OPTAGELSE AF STOFFERNE	20
4.4	ANDRE FAKTORER AF BETYDNING FOR KONCENTRATIONEN I PLANTERNE	21
4.5	FAKTORERNES BETYDNING FOR UNDERSØGELSERNE	22
5	UNDERSØGELSERNES OMFANG	23
5.1	GRØNTSAGSUNDERSØGELSEN	23
5.2	FRUGTUNDERSØGELSEN	23
6	STATISTISKE METODER, BEREGNINGER	25
6.1	T-TEST	25
6.2	REGRESSIONSANALYSER	25
6.3	PRØVEANTAL	25
6.4	JORDBUNDSPARAMETRE, PLS-ANALYSE	26
7	GRØNTSAGSUNDERSØGELSEN - METODER	27
7.1	JORDE	27
7.2	AFGRØDER	27
7.3	PARAMETRE OG ANALYSEMETODER	28
7.3.1	<i>Metaller</i>	28
7.3.2	<i>PAH-forbindelser</i>	29
7.3.3	<i>Jordbundsparmetre</i>	29
7.4	FORSØGSDESIGN	30
7.4.1	<i>Randomiseret, komplet blokdesign</i>	30
7.4.2	<i>Antal gentagelser</i>	30

7.5 ANLÆG OG PASNING AF FORSØG SAMT PRØVETAGNING OG - FORBEREDELSE	31
7.5.1 Prøvetagning	31
7.5.2 Prøveforberedelse af planteprøver	32
8 GRØNTSAGSFORSØGET - RESULTATER OG DISKUSSION	33
8.1 DYRKNING OG HØST	33
8.2 METALLER OG PAH-FORBINDELSER I FORSØGSIJORDENE	34
8.3 JORDBUNDSPARAMETRE	35
8.4 MULIGHEDER FOR EKSPONERING FRA DEN UNDERLIGGENDE JORD	35
8.5 METALLER I GRØNTSAGER	36
8.5.1 Koncentrationer i grøntsagerne	36
8.5.2 Opkoncentrering i planterne, BCF-værdier	39
8.5.3 Regressionsanalyser, optagelse fra jorden	42
8.5.4 Betydningen af jordbundsparemetrene, PLS-analyse	49
8.5.5 Antallet af prøver fra de enkelte forsøgsled	50
8.5.6 Sammenligning med overvågnings-/grænseværdier og Overvågningsystemet	50
8.6 PAH-FORBINDELSER I GRØNTSAGER	52
8.6.1 Koncentrationer i grøntsagerne	52
8.6.2 Opkoncentrering i planterne, BCF-værdier	56
8.6.3 Anvendelse af resultaterne til humantoksikologiske vurderinger	60
9 METALLER I FRUGT, KØBENHAVN - METODER	61
9.1 FORMÅL	61
9.2 BAGGRUND	61
9.3 OMRÅDER, DER INDGIK I UNDERSØGELSEN	62
9.4 AFGRØDER, DER INDGIK I UNDERSØGELSEN	62
9.5 PRØVETAGNINGS- OG ANALYSESTRATEGI	63
9.6 GENNEMFØRTE PRØVETAGNINGER OG ANALYSER	64
9.6.1 Prøvetagning	64
9.6.2 Kemiske analyser	64
9.6.3 Beregninger	65
10 RESULTATER AF FRUGTUNDERSØGELSEN I KØBENHAVN	67
10.1 RESULTATER	67
10.2 RESULTATER FRA 1998 OG 1999	69
10.3 SAMMENLIGNING MED AFSKÆRINGSVÆRDIER OG OVERVÅGNINGSSYSTEMET	70
10.4 BIDRAG FRA ATMOSFÆRISK DEPOSITION	71
10.5 FRUGT OG BÆR FRA TRÆER	72
10.6 BÆR FRA BUSKE	72
11 PAH-FORBINDELSER I FRUGT, SKAGEN - METODER	75
11.1 VALG AF LOKALITET	75
11.2 FORSØGSAREALER, ANALYSESTRATEGI, ANTAL PRØVER, STOFFER	76
12 RESULTATER AF FRUGTUNDERSØGELSEN I SKAGEN	79
12.1 ÆBLE, PÆRE, BLOMME OG HYBEN	81
12.1.1 Samleprøver	81
12.1.2 Enkeltprøver af æble	81
12.2 STIKKELSBÆR	82
12.3 SAMMENFATNING AF RESULTATER FRA SKAGEN	83
12.4 SUPPLERENDE ANALYSER AF FRUGT- OG BÆRPRØVER FRA KØBENHAVN	83

13 HUMAN TOKSIKOLOGISKE VURDERINGER	85
13.1 GRUNDLAGET FOR BEREGNING AF INDTAGET AF METALLER OG PAH-FORBINDELSER	85
13.2 FÆLLES BEREGNINGSGRUNDLAG OG -METODER	86
13.3 INDTAGET AF METALLER MED KOSTEN, HERUNDER AFGRØDER FRA UNDERSØGELSEN	88
13.3.1 Resultater og diskussion	88
13.3.2 Bly	89
13.3.3 Cadmium	91
13.3.4 Nikkel	92
13.3.5 Andre sporelementer	93
13.3.6 Konklusion	94
13.4 INDTAGET AF BENZO(A)PYREN MED GRØNTSAGER DYRKET I FORURENET JORD	94
13.5 VURDERING VEDRØRENDE PAH-FORBINDELSER I GRØNTSAGER	96
13.5.1 Risikogruppe	96
13.5.2 Børns BaP-eksponering	96
13.5.3 BaP-udsættelse ved acceptgrænser i jord og vand	96
13.5.4 Vurdering af indtag af forurenede afgrøder	97
13.5.5 Konklusion	97
13.6 VURDERING AF BAP-INDTAG MED FRUGT OG BÆR FRA SKAGEN	97
13.6.1 Bærbuske, stikkelsbær og hyben	98
13.6.2 Frugttræer, æbler, pærer og blommer	98
13.6.3 Konklusion	99
14 KONKLUSION	101
15 LITTERATUR	103
BILAG 1 OVERSIGTER OVER RESULTATER FRA GRØNTSAGSFORSØG	107
RESULTATER AF ANALYSER AF JORDPRØVER FRA GRØNTSAGSFORSØG 1999	108
JORBUNDSPARAMETRE FRA GRØNTSAGSFORSØGET	109
RESULTATER AF METAL-ANALYSER, GRØNTSAGER	110
RESULTATER AF PAH-ANALYSER, GRØNTSAGER	117
BILAG 2 OVERSIGTER OVER RESULTATER AF FRUGTUNDERSØGELSER	123
METAL-ANALYSER AF HAVEFORENINGS-GRUNDE I KØBENHAVNSOMRÅDET	124
METAL-ANALYSER AF FRUGT, BÆR OG NØDDER FRA KØBENHAVNSOMRÅDET	126
PAH-ANALYSER AF GRUNDE I SKAGENSOMRÅDET	133
PAH-ANALYSER AF FRUGT OG BÆR I SKAGENSOMRÅDET	135
BILAG 3 FRUGT OG GRØNTSAGER FRA KOSTMODELLEN	141
BILAG 4 RESULTATER AF INDLEDENDE UNDERSØGELSER, KØBENHAVN 1996-98	143
BILAG 5 STATISTISKE ANALYSER AF GRØNTSAGSFORSØG	147
JORBUNDSPARAMETRE	149
ANTALLET AF PRØVER FRA DE ENKELTE FORSØGSLED	156

BILAG 6 BAGGRUND FOR TILRETTELÆGGELSE AF GRØNTSAGSFORSØGET	159
GRUNDBOG FOR UDVÆLGELSE AF "VÆRST TÆNKELIGE" ARTER	160
RANDOMISERET, KOMPLET BLOKDESIGN	160
ANTAL GENTAGELSER	161
BILAG 7 BAGGRUND FOR TILRETTELÆGGELSE AF FRUGTUNDERSØGELSERNE	163
METALLER I FRUGT, KØBENHAVN	164
PRØVETAGNING OG ANALYSESTRATEGI	164
UDVÆLGELSE AF HAVEFORENINGER TIL PRØVETAGNINGEN	164
SUMMARY	167

0 Forord

I 1999 iværksatte Miljøstyrelsens Jordforureningskontor i samarbejde med Miljøkontrollen, Københavns Kommune og Nordjyllands Amt undersøgelser af optagelse af metaller og PAH-forbindelser i grøntsager og frugt, dyrket på forurenede jord. Projektet er udført under Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening. Undersøgelserne blev indledt i april måned med planlægning af dyrkningsforsøg med udvalgte grøntsager i jord med tre forureningsniveauer. I august måned blev det besluttet at inddrage indsamling af frugt, bær og nødder fra eksisterende haver, beliggende på mere eller mindre forurenede jord. Der blev udvalgt en række haver i Københavnsområdet, hvorfra prøver af frugt, bær og nødder blev indsamlet til analyse for metaller, mens prøver til analyse for PAH-forbindelser blev indsamlet i Skagen af Nordjyllands Amt.

Efterfølgende gennemførtes humantoksikologiske vurderinger af resultaterne af Fødevarerdirektoratet (metaller) og Miljøstyrelsen (PAH-forbindelser).

Projektet blev fulgt af en styregruppe, nedsat af Miljøstyrelsen:
Preben Bruun, Jordforureningskontoret, Miljøstyrelsen (formand)
Susanne Boiesen Petersen, Miljøkontrollen, Københavns Kommune
Poul Bo Larsen, Miljøstyrelsen
Irene Edelgaard, Miljøstyrelsen
Elle Laursen, Sundhedsstyrelsen
Erik Huusfeldt Larsen, Fødevarerdirektoratet
Anne Fabricius, Embedslægeinstitutionen for Københavns og Frederiksberg kommuner
Helle Hansen, Nordjyllands Amt
Annelise Troest, Embedslægeinstitutionen for Vestsjællands Amt
Kirsten Schmidt, Embedslægeinstitutionen for Københavns Amt og Frederiksberg

Miljøkontrollen i Københavns Kommune og Nordjyllands Amt har bidraget til undersøgelserne ved at stille data fra kortlægning og tidligere undersøgelser til rådighed, ved udvælgelse af jorde og grunde samt ved prøveindsamling. Endvidere har Miljøkontrollen i Københavns Kommune sørget for levering af jord, samt anlæg og vedligeholdelse af grøntsagsforsøget.

Fødevarerdirektoratet har bistået ved at stille data fra Overvågningssystem for levnedsmidler til rådighed og ved gennemførelse af beregninger af indtagelse af metaller med afgrøder, dyrket på forurenede jord, samt humantoksikologiske vurderinger, og Miljøstyrelsen har gennemført tilsvarende beregninger og vurderinger for PAH-forbindelser.

DHI (Lise Samsøe-Petersen) er ansvarlig for rapportens afsnit og bilag vedrørende optagelse af metaller og PAH-forbindelser i planter. De humantoksikologiske vurderinger vedrørende metaller og PAH-forbindelser er udarbejdet af henholdsvis Fødevarerdirektoratet (Erik Huusfeldt Larsen & Niels Lyhne Andersen) og Miljøstyrelsen (Poul Bo Larsen). Endelig har Miljøstyrelsen (Preben Bruun) udarbejdet konklusionsafsnittet (afsnit 14).

1 Sammenfatning

1.1 Undersøgelser af frugt og grønt

I litteraturen er der beskrevet en række undersøgelser af optagelse og transport af metaller og organiske, miljøfremmede stoffer i planter. De fleste af disse undersøgelser er baseret på forsøg, hvor stofferne er tilsat jorden umiddelbart før forsøget, og resultaterne viser mulighed for opkoncentrering af flere stoffer i planter. I forurenede jord er stoffernes oprindelse meget forskellig, ligesom de har ligget i jorden i en årrække, hvorved tilgængeligheden af stofferne er nedsat, og undersøgelser af optagelsen under sådanne forhold er få.

I forbindelse med revision af Miljøstyrelsens "Vejledning vedrørende rådgivning af beboere på let forurenede jord" iværksatte Miljøstyrelsens Jordforureningskontor i samarbejde med Miljøkontrollen, Københavns Kommune og Nordjyllands Amt i 1999 feltundersøgelser.

Formålet med undersøgelserne var at vurdere betydningen af indholdet i afgrøder af PAH-forbindelser og metaller i frugt og grønt, dyrket i forurenede jord under realistiske forhold - specielt i relation til koncentrationer af jordforurenninger, der er relevante i forhold til rådgivningsintervallet. Rådgivningsintervallet afgrænses af et jordkvalitetskriterium (hvorunder anvendelse af jorden er uden restriktioner) og et afskæringskriterium (hvorover enhver kontakt med jorden bør undgås). Undersøgelserne omfattede dyrkningsforsøg med grøntsager og indsamling af frugt, bær og nødder fra eksisterende træer og buske fra ikke-forurenede jord og jord med forskellige grader af forurening. Af rodfrugter (kartoffel og gulerod) blev der analyseret prøver både med og uden skræl.

Undersøgelserne viste generelt stigende indhold af de fleste forureningskomponenter i grøntsager med stigende jordforurening, mens en sådan sammenhæng ikke kunne påvises for frugt og bær. Resultaterne viste dog for PAH-forbindelserne muligvis en tendens til højere koncentrationer i bær, der var dyrket på stærkt forurenede jord, end i bær, der var dyrket på ikke-forurenede jord.

Konklusionen på undersøgelserne var, at de undersøgte stoffer kun i meget begrænset omfang blev optaget gennem planternes rodnet og transporteret til andre dele af planterne, men at stofferne derimod blev optaget i de dele af planterne, som havde direkte kontakt med jorden, hvilket primært gør sig gældende for rodfrugter. Der kan desuden ske en optagelse i de overjordiske dele fra jord, der er afsat på planterne som jordstænk ved kraftig regn eller som ophvirvlet støv i tørre perioder. Undersøgelserne viste, at stofferne findes i de højeste koncentrationer i rodfrugter som kartoffel og gulerod, men at langt den største del kan fjernes ved skræling.

Da koncentrationen af stofferne i afgrøderne er langt under koncentrationen i jorden, blev der i undersøgelserne lagt vægt på at undgå spor af jord i prøverne, der skulle analyseres - dels ved grundig vaskning og dels ved at

undgå bær med jord på. Konklusionen er baseret på, at der ikke indtages jord sammen med afgrøderne.

1.2 Sundhedsmæssige vurderinger

1.2.1 Beregning af bidraget med kosten

Der blev foretaget beregninger af, hvilken betydning det vil have, hvis der i den daglige kost benyttes afgrøder, der er dyrket i forurenede jord. Beregninger af tungmetal- og PAH-indtaget er udført ved hjælp af en kostmodel, der er udviklet af Fødevaredirektoratet på basis af en stor kostundersøgelse suppleret med oplysninger fra Danmarks Statistik.

For metallerne gælder de beregnede indtag således for den samlede kost, herunder afgrøder dyrket i forurenede jord. Indtaget med kosten, hvori indgår afgrøder fra forurenede jord, blev sammenlignet med indtaget med kosten, hvori udelukkende indgår afgrøder, der kan købes i almindelig handel (baseret på data fra Fødevaredirektoratets Overvågningssystem).

For PAH-forbindelserne blev der gennemført beregninger for benzo(a)pyren, da der for denne forbindelse forefindes flest data i litteraturen vedrørende koncentrationer i afgrøder, samtidig med at indholdet af benzo(a)pyren i mange tilfælde benyttes i forbindelse med risikovurdering af PAH-blandinger. For benzo(a)pyren blev der ved kostmodelberegningerne anvendt resultater fra grøntsager dyrket i ikke-forurenede jord sammenholdt med resultater fra jord, der var forurenede. For frugt og bær blev de fundne koncentrationer sammenholdt med litteraturoplysninger vedrørende baggrundsniveauet.

1.2.2 Sundhedsmæssige vurderinger

I forbindelse med indtagelse af forurenede afgrøder må børn anses for at være mest udsatte, da de forholdsmæssigt indtager en større mængde fødevarer end voksne.

Beregningerne viste, at hvor børn ved indtagelse af markedsførte afgrøder gennemsnitligt får et bidrag svarende til 20% af PTWI, svarer bidraget ved indtagelse af afgrøder, der er dyrket i jord ved afskæringskriteriet, til 25% af PTWI, når kartofler skrælles - altså et merindtag af bly på 5% af PTWI-værdien. Ved anvendelse af kartofler med skræl fås et væsentligt større blyindtag (47% af PTWI).

For benzo(a)pyren blev der for børn beregnet et gennemsnitligt merindtag af benzo(a)pyren på ca. 5 ng/dag ved spisning af grøntsager (herunder skrællede rodfrugter) fra forurenede jord. Merindtaget svarer til ca. en fjerdedel af, hvad der accepteres ved indtagelse af jord, som netop overholder kvalitetskriteriet. Der blev udarbejdet en særskilt vurdering for benzo(a)pyren i frugt og bær. Resultaterne af denne del af undersøgelsen blev sammenholdt med et litteraturbaseret baggrundsniveau for benzo(a)pyren i frugt og bær på 0,02-0,04 µg/kg vådvægt.

Ovenstående beregninger vurderes generelt at være meget konservative, idet de overvurderer merindtaget betydeligt. Dels er beregningerne foretaget med udgangspunkt i den øverste grænse af rådgivningsintervallet (for benzo(a)pyren endda ved ca. 2 x afskæringskriteriet), og dels må man forvente, at det rent faktiske merindtag over tid vil ligge væsentligt under det beregnede, da man generelt ikke har hjemmedyrkede afgrøder til at dække konsumet hele året rundt.

Ekstrabidraget af forureningskomponenter, der fås ved indtag af afgrøder dyrket på lettere forurenede jord, vurderes på denne baggrund at være beskedent, når rodfrugter skrælles.

1.3 Konklusioner

Der kan i afgrøderne findes niveauer af PAH-forbindelser (repræsenteret ved benzo(a)pyren) og bly, som er sundhedsmæssigt uacceptable. Dette skyldes de forholdsvis høje koncentrationer, der ses i rodfrugter på grund af den direkte kontakt med den forurenede jord. Størstedelen af indholdet findes i den yderste del af rodfrugterne og kan hermed fjernes ved skrælning. Selv om skrælning fjerner størstedelen af forureningsindholdet, kan spisning af afgrøder medføre et øget indtag af PAH-forbindelser (benzo(a)pyren) og bly, om end ekstrairndtaget med afgrøder fra let forurenede jord er beskedent.

Størrelsen af ekstrairndtaget er beregnet under forudsætning af, at alle afgrøder vaskes grundigt, og at rodfrugter skrælles. Jordbær indgik ikke i undersøgelsen, men da jordbær er i forholdsvis tæt kontakt med jorden, og da de vanskeligt kan skylles grundigt, må det (evt. indtil videre) anbefales, at de ikke spises.

Ekstrairndtag af PAH-forbindelser og bly er principielt ikke acceptabelt, da der ikke findes en nedre grænse for disse stoffers skadevirkning.

Miljøstyrelsen vurderer dog ud fra en samlet betragtning, herunder det ernæringsmæssigt gavnlige i indtagelse af frugt og grøntsager, at indtagelse af hjemmedyrkede afgrøder ikke bør frarådes, da der er tale om beskedne ekstrairndtag, men at visse forholdsregler anbefales (vask og skrælning).

Ved vurdering af, om det er acceptabelt at dyrke afgrøder i let forurenede jord, kan man imidlertid ikke begrænse vurderingen til selve indtagelsen af afgrøder. Det er ved dyrkning af grøntsager ikke i praksis muligt at undgå frie jordoverflader, og en deraf medfølgende eksponering af mennesker (specielt børn) for jord og jordstøv. Der kan ad denne vej ske en uacceptabel høj eksponering af børn for forureningskomponenter i jorden. Dyrkning af frugt og bær kan godt foregå, uden at der forekommer frie jordoverflader, hvorfor ovennævnte betragtning om det problematiske ved selve dyrkningen således ikke gælder for frugt og bær.

Ved de konkret undersøgte jordforureningsituationer for frugt og bær (kolonihaver i København og de tjæreforurenede grunde i Skagen), hvor afskæringskriterierne generelt er overskredet, vurderer Miljøstyrelsen på baggrund af undersøgelsesresultaterne, at der ikke er grundlag for at fraråde spisning af frugt, forudsat at denne vaskes grundigt forinden. Vedrørende bær vurderes det, at spisning af bær som sidder tæt på jorden, eller som på plukningstidspunktet er tilsmudset med jord, må frarådes. Der anses ikke at

være grundlag for at fraråde spisning af bær i øvrigt, forudsat at disse vaskes grundigt forinden.

2 Formål

Formålet med undersøgelseerne var at tilvejebringe et datamateriale, der kan anvendes som grundlag for vejledning i forbindelse med anvendelse af jordarealer, der er forurenet med et eller flere metaller eller PAH-forbindelser i en sådan grad, at den falder inden for "rådgivningsintervallet" som beskrevet af Miljøstyrelsen (2000). Resultaterne skulle endvidere sammenholdes med de overvågnings- og/eller grænseværdier, der er fastsat af Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri (1999) samt med resultaterne af det overvågningssystem for levnedsmidler, som Fødevaredirektoratet har etableret (Jørgensen *et al.* 2000).

Ved undersøgelseerne skulle der frembringes data til belysning af sammenhængen mellem indhold af metaller og PAH-forbindelser i jord og koncentrationer af stofferne i grøntsager og frugt. Herunder skulle der inddrages forsøgsled, der gav mulighed for vurdering af betydningen af atmosfærisk deposition.

Resultaterne af undersøgelseerne skulle endvidere anvendes som grundlag for humantoksikologiske vurderinger af et eventuelt merindtag af de undersøgte stoffer som følge af indtagelse af afgrøder, som er dyrket på forurenet jord.

3 Baggrund

3.1 Definitioner

3.1.1 Jord, jordkvalitetskriterier, afskæringskriterier, rådgivningsinterval

I Miljøstyrelsens Vejledning vedrørende rådgivning af beboere på let forurenede jord (Miljøstyrelsen 2000) anvendes to typer af toksikologisk baserede grænseværdier for de enkelte stoffer; jordkvalitetskriterier og afskæringskriterier:

- Arealer, hvor jordkvalitetskriterierne er overholdt, kan benyttes frit og uindskrænket af alle mennesker, det vil sige selv ved meget følsom arealanvendelse.
- Afskæringskriterier angiver for arealer med meget følsom arealanvendelse det niveau af jordforurening, over hvilket der bør ske en total afskæring af al kontakt med jorden.
- Rådgivningsintervallet er intervallet mellem jordkvalitetskriteriet og afskæringskriteriet. Her kan jorden kun anvendes under visse forudsætninger.

De gældende kriterier er vist i tabel 3.1.

Tabel 3.1 Humantoksikologiske jordkvalitetskriterier og afskæringskriterier for jord (Miljøstyrelsen 2000).

Stof	Jordkvalitetskriterie mg/kg TS	Afskæringskriterie mg/kg TS
Arsen	20	20
Bly	40	400
Cadmium	0,5	5
Chrom	500	1000
Kobber	500	500
Kviksølv	1	3
Nikkel	30	30
Zink	500	1000
PAH'er*	1,5	15
Benzo(a)pyren	0,1	1
Dibenz(a,h)anthracen	0,1	1

* Summen af PAH-forbindelserne: Fluoranthen, benzo(b+j+k)fluoranthen, benzo(a)pyren, dibenzo(a,h)anthracen og indeno(1,2,3-cd)pyren.

3.1.2 Fødevarer, overvågningsværdier, grænseværdier, Overvågningsystemet

I Bekendtgørelse nr. 57 af 22/01/1999 om visse forureninger i fødevarer fra Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri (1999) er der fastsat maksimalgrænseværdier for indholdet af bly, cadmium, kviksølv og tin i fødevarer (herunder grøntsager og frugt), der skal sælges.

- Fødevarer, der indeholder det pågældende stof i højere koncentrationer end maksimalgrænseværdien, må ikke sælges.

- For de fleste stoffer og varetyper er der desuden såkaldte overvågningsværdier. Det skal tilstræbes, at indholdet af stofferne i fødevarerne er lavere end overvågningsværdierne.

For bly og cadmium er sådanne værdier fastsat for forskellige typer grøntsager og "frugt" som en samlegruppe (tabel 3.2)

I tabel 3.2 er de ved fødevarer-bekendtgørelsen fastsatte værdier listet sammen med angivelse af laveste og højeste koncentration af de pågældende stoffer, der blev fundet i prøver fra københavnske kolonihaver i 1996-98 (se afsnit 3.3).

Tabel 3.2 Maksimal grænseværdier og overvågningsværdier for indhold af bly og cadmium i grøntsager og frugt ifølge Bekendtgørelse nr. 57 af 22/01/1999 om visse forureninger i fødevarer. Til sammenligning er opgivet højeste og laveste koncentration af stofferne, der er fundet i prøver fra kolonihaver på stærkt forurennet jord i København 1996-98 (afsnit 3.3).

Stof	Fødevarer	Overvågningsværdier, mg/kg vådvægt	Maksimale grænseværdier, mg/kg vådvægt	Fundet i Kbh. min-max, mg/kg vådvægt
Bly	a) Grøntsager	0,1	0,2	<0,01-0,209*
	b) Bladgrøntsager	0,2	0,5	-
	c) Grønkål	0,5	1,0	0,039
	d) Kartoffel	-	0,1	0,024-0,029
	e) Frugt	0,1	-	<0,01-0,079
Cadmium	a) Frugt	0,03	-	<0,0006-0,0096
	b) Grøntsager bortset fra kartofler	0,1	-	0,028-0,066
	c) Kartoffel	0,06	-	0,007-0,017

-: Der er ikke fastsat nogen værdi

* Denne koncentration er bestemt i en enkelt prøve af rødbede. Blandt de øvrige prøver var maksimum 0,079 mg/kg.

Fødevarerdirektoratet gennemfører løbende overvågning af indholdet af bl.a. tungmetaller i fødevarer, der kan købes i forretningerne. Denne overvågning er baseret på indsamling af stikprøver af en række forskellige fødevarer, og har fundet sted gennem en årrække. Resultaterne publiceres jævnligt under overskriften "Overvågningsystemet" (Jørgensen *et al.* 2000). Dette datamateriale giver bl.a. et sammenligningsgrundlag til vurdering af, hvorvidt fundne koncentrationer af metaller i f.eks. afgrøder, der er høstet på forurennet jord, adskiller sig fra, hvad forbrugerne ellers kan blive udsat for.

3.2 Gældende rådgivningsregler

Ved undersøgelsernes igangsættelse frarådede Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2000) indtagelse af alle typer frugt og grøntsager, der var dyrket i forurennet jord, hvor koncentrationen af et eller flere af stofferne er over jordkvalitetskriteriet. Grundlaget for denne vejledning var estimater (Miljøstyrelsen 1996a) af optagelse og opkoncentrering af benzo(a)pyren og tungmetaller i planter. De omtalte estimater var baseret på meget konservative forudsætninger (dvs. der var anvendt det absolut "værst tænkelige tilfælde"), og de gav derfor begrænsede muligheder for en realistisk vurdering. På den

baggrund ønskedes indholdet af metaller og PAH-forbindelser i hyppigt dyrkede typer grøntsager undersøgt under forhold, der findes på forurenede grunde.

3.3 Metaller, indledende undersøgelser

Miljøkontrollen i Københavns Kommune har tidligere gennemført flere undersøgelser; først en indledende undersøgelse i 1996-97, hvorfra der foreligger resultater af analyser (for cadmium, kobber, krom, nikkel, bly, zink og kviksølv) af 22 jordprøver samt enkelte prøver af frugt, bær og grøntsager fra Haveforeningen Kalvebod i København. Endvidere blev der i 1998 indsamlet prøver af frugter fra samme haveforening, hvorfra der foreligger analyseresultater (for ovennævnte metaller undtagen kviksølv) fra 10 prøver af hyldebær, 9 af pære, 9 af pæreskræl, 10 af æble, 10 af blomme, 8 af brombær og 4 af hasselnød. Resultaterne viste, at bortset fra en enkelt prøve (bly i rødbede), oversteg ingen af de undersøgte prøver de i fødevarer-bekendtgørelsen fastsatte grænse- eller overvågningsværdier for bly, cadmium og kviksølv (tabel 3.2 og bilag 7).

For grøntsagernes vedkommende var datamaterialet meget spinkelt, og et dyrkningsforsøg i forurenede jord blev planlagt ved projektets begyndelse.

Resultaterne fra frugtprøverne fra København blev af Fødevarerdirektoratet (Petersen 1999) sammenholdt med resultaterne af den løbende overvågning af bl.a. frugt (Jørgensen *et al.* 2000). Resultatet af sammenligningen, der var baseret på t-test, er vist i tabel 3.3.

Tabel 3.3 Resultatet af Fødevarerdirektoratets sammenligning af indhold af tungmetaller i frugt og bær fra København 1998 med resultater af Fødevarerdirektoratets Overvågningssystem (OS). Middelværdier. enhed: µg/kg vådvægt (= ng/g vådvægt).

Afgørde	Cadmium		Nikkel		Bly	
	København	OS	København	OS	København	OS
Blomme	0,3 a	0,7 a	35 a	65 a	28 a	5,1 b
Hyldebær	1,5 a	1,1 a	68 a	51 a	13 a	25 b
Pære*	3,2 a	5,9 b	43 a	81 b	5,2 a	3,1 a
Æble	0,1 a	0,4 b	12 a	8,5 a	13 a	3,3 b

a og b: Tal efterfulgt af forskellige bogstaver angiver, at der er signifikant forskel ($P < 0,05$) for hvert metal og afgørde.

*: Værdierne, der er brugt til sammenligningen, er fra hele pærer i OSdata, men fra skrællede pærer fra København.

Som det fremgår af tabel 3.3, var forskellene i de fleste tilfælde ret små. De to tilfælde, hvor der var højest indhold i prøver fra København, var bly i blomme og bly i æble. Da bly normalt ikke optages i planter og transporteres til de overjordiske dele, må det anses for sandsynligt, at det målte indhold i frugterne fra København stammer fra atmosfærisk deposition, og altså sidder på overfladen af frugterne. Dette støttes af, at indholdet af bly i pærekød fra forurenede jord i København var på niveau med Fødevarerdirektoratets prøver af hele pærer, mens indholdet i pæreskræl generelt lå højere. På baggrund af detaljerede analysedata, der er blevet tilgængelige efter sammenligningen, er

gennemsnittene for indhold af cadmium, nikkel og bly i hele pærer fra denne undersøgelse beregnet til henholdsvis 6,0, 53 og 8,4 µg/kg.

De foreliggende resultater gav imidlertid ikke tilstrækkeligt overbevisende dokumentation for, at der ikke er ekstra risiko forbundet med indtagelse af frugt og bær fra forurenede jord. Dette skyldes dels det spinkle datamateriale (højest 10 prøver af hver frugttype), dels, at ikke alle væsentlige typer bær var med i undersøgelsen. Således savnedes både jordbær (der er direkte eksponeret for forurenede jord) og små bær med relativt stor overflade som ribs og solbær (der kan forventes at optage større mængder end større frugter af forureningskomponenter fra støv, der afsættes på frugterne i tørre perioder, eller jordstænk ved kraftig regn). Endvidere blev det påpeget, at undersøgelsen var baseret på prøver fra en enkelt lokalitet, hvorfor det ikke kunne udelukkes, at der gjorde sig særlige forhold gældende for netop denne lokalitet, så resultaterne ikke kunne lægges til grund for en almen vurdering.

Det blev derfor som led i nærværende projekt besluttet at iværksætte en indsamling af frugt og bær fra kolonihaver i Københavnsområdet i vækstsæsonen 1999. Denne undersøgelse blev igangsat i august måned.

3.4 PAH-forbindelser

For PAH-forbindelsernes vedkommende foreligger der jordkvalitetskriterier og afskæringskriterier for jord, men der er ikke fastsat overvågnings- eller grænseværdier for fødevarer, og der er ikke gennemført analyser for disse forbindelser i tidligere prøver fra København eller Overvågningsystemet.

Det blev besluttet at inddrage PAH-forbindelser i såvel grøntsags- som frugtundersøgelserne i nærværende projekt.

4 Optagelse af metaller og miljøfremmede, organiske stoffer i planter

4.1 Eksponeringsveje

Planter kan udsættes for miljøfremmede, organiske stoffer og metaller fra både luften og jorden. Med luften kan stoffer transporteres over lange afstande, og der kan være tale om en betydelig eksponering af planter for sådan luftbåren forurening (atmosfærisk deposition) (Wild *et al.* 1992, Wagrowski & Hites 1997, Larsen *et al.* 1992). Fra jorden, planterne vokser i, kan stoffer optages i planterne via rødderne, enten direkte fra jordpartiklerne, med vandet eller fra poreluften (Paterson *et al.* 1990, Trapp 1995). Men planterne kan også optage stoffer fra jorden via blade, skud og frugter (Bromilow & Chamberlain 1995). Dels kan flygtige stoffer fordampe fra jorden og optages af blade lige over jorden (Schroll *et al.* 1994), dels kan stoffer optages i overjordiske plantedele fra jordpartikler. Når jorden er tør, kan jordstøv afsættes på planterne, og når det regner, kan der stænke betydelige mængder jord op på planterne (Trapp *et al.* 1998). Nogle af de stoffer, der findes i jord, der afsættes på planten, kan optages gennem blade, skud og frugter (f.eks. cadmium, kobber og zink), mens andre (f.eks. bly) stort set ikke trænger ind i planten og derfor kan vaskes af med jorden (Voutsas *et al.* 1996).

En sundhedsmæssig vurdering af indholdet af miljøfremmede, organiske stoffer og metaller i planter, dyrket i haver på forurenede jord, bør baseres på det samlede indhold af stofferne i afgrøderne - uanset hvor de kommer fra. På den anden side er det relevant at vide, om stoffer i afgrøderne stammer fra jorden eller fra luften, når man ønsker at vurdere belastningen fra forurenede jord. Dels er muligheden for at adskille bidraget af miljøfremmede, organiske stoffer og metaller fra jorden fra den luftbårne belastning nødvendig for en generel eksponeringsvurdering i forbindelse med forurenede jord. Endvidere vil atmosfærisk deposition være relevant også i forbindelse med ikke-forurenede arealer. Dels vil stofferne fra atmosfæren (delvist) kunne udelukkes ved at dække planterne (f.eks. væksthuse) gennem hele vækstsæsonen - og nogle af dem vil kunne vaskes af blade og frugter efter høst.

4.2 Planternes betydning for opkoncentrering af stofferne

Nogle af de stoffer, der transporteres gennem jorden med vandet til rødderne, kan optages i planten og transporteres til skud, blade og frugter, hvor de kan ophobes - eventuelt indbygges i planten. Dette gælder f.eks. nikkel og zink (der faktisk er uundværlige for planter i små mængder; mikronæringsstoffer) samt cadmium (der ikke kan anvendes af planterne, men som alligevel optages). Andre stoffer optages stort set ikke i planten, men bliver "bremset" i de yderste lag af roden, hvor de eventuelt kan ophobes (f.eks. bly, kviksølv og

de større organiske, PAH-forbindelser) (Hock & Elstner 1984, Bromilow & Chamberlain 1995).

Optagelse og opkoncentrering af miljøfremmede, organiske stoffer og metaller i planter er i høj grad bestemt af plantearten. For koncentrationer i rodfrugter er det af betydning, om den del af planten, der høstes, er en del af roden, hvorigennem der foregår aktiv optagelse og transport af vand og næringssalte til planten, eller om den blot er en "udvækst", der så at sige ligger passivt i jorden og vokser. Gulerødder er en del af det egentlige rodnet (omend ikke den mest aktive), mens radiser er knolde (egentlig kimstængelen, der svulmer op), ligesom kartofler er stængelknolde. Det er en af grundene til, at der i de fleste undersøgelser er fundet højere indhold af miljøfremmede, organiske stoffer og metaller i gulerødder end i f.eks. radiser og kartofler (Miljøstyrelsen 1996a, 1996b, Trapp *et al.* 1998). Dertil kommer, at gulerødder har et relativt højt indhold af fedtstoffer, hvorfor der kan bindes større mængder fedtopløselige, organiske stoffer i dem end i de mere fedtfattige kartofler (Scheunert *et al.* 1994).

Planternes rødder påvirker de fysisk-kemiske forhold i rodzonen på flere måder. Røddernes vækst i jorden gør den mere porøs, hvorved den iltes og vandtransporten ændres, ligesom der udskilles stoffer fra rødderne, som vides at kunne påvirke opløseligheden af både uorganiske og organiske forbindelser (Nardi *et al.* 1997). Disse forhold giver bl.a. betingelser for øget mikrobiel aktivitet i rodzonen, og det er påvist, at de kan have betydning - både positiv og negativ - for tilgængeligheden af miljøfremmede og andre stoffer i jorden (Del Castilho & Chardon 1995, Hamon *et al.* 1995).

Plantens vandtransport og vækst har også betydning for opkoncentreringen. Jo større vandmængde, der optages fra jorden, jo mere opløst stof vil der komme i kontakt med rødderne. Ved væksten sker der en fortynding af de i planten forekommende stofmængder, hvilket vil nedsætte koncentrationerne (Paterson *et al.* 1990, Trapp 1995). Disse forhold er medvirkende til variationen i koncentrationer af forureningskomponenter, der kan findes i samme afgrøde (Voutsas *et al.* 1996).

4.3 Jordens betydning for optagelse af stofferne

Jord består grundlæggende af en blanding af sand- og lerpartikler og organisk materiale (humus). Ikke alene forholdet mellem dem men også oprindelsen af både sand, ler og humus har stor betydning for jordens egenskaber (f.eks. har oprindelsen af sand og ler betydning for kalkindholdet). Miljøfremmede, organiske stoffer og metaller bindes til lerpartikler og humus, og forhold som jordens pH (reaktionsevne) og - i nogle tilfælde - dens ionbindingsevne (ionbytningskapacitet) er også af betydning for, om stofferne er tilgængelige for planter (Bromilow & Chamberlain 1995, Aten & Gupta 1996, Dudka & Miller 1999). Derudover kan metaller optræde i forskellige former (frit, som forskellige ioner eller indbygget i større molekyler - måske udfældet som tungtopløselige salte), og dette bestemmes af en kombination af jordens egenskaber (Green & Karickhoff 1990). Det kræver derfor meget detaljerede undersøgelser af jordbundsforholdene, hvis man skal kunne vurdere metallers tilgængelighed for planter i en given jord - og selv med sådanne er det vanskeligt at forudsige, hvordan de enkelte metaller vil forefindes. Dertil kommer, at de omtalte bindingsmekanismer ændres med tiden, så der

almindeligvis sker det, at jo længere et stof er i jorden, des fastere bliver det bundet (Green & Karickhoff 1990, Alexander 1995). I nogle tilfælde bliver bindingerne så stærke, at man ikke en gang kan få stofferne "frigjort" med stærke opløsningsmidler. Derfor kan man ikke umiddelbart beregne, hvor stor en koncentration i planter, en målt koncentration af et stof i jorden vil føre til.

Der er dog nogle "tommelfingerregler" for metalleres tilgængelighed for planter: Humus og ler samt en høj ionbytningssevne nedsætter tilgængeligheden, mens pH har forskellig betydning for forskellige metaller (Green & Karickhoff 1990). Det antages almindeligvis, at planter optager cadmium bedre end zink, nikkel, kobber, bly og kviksølv – i den nævnte rækkefølge. Tilgængeligheden af bly og specielt kviksølv i ældre jordforureninger anses for at være meget begrænset (Green & Karickhoff 1990). Endvidere optages og transporteres de to stoffer kun i meget begrænset omfang i planter. Eventuelt bly fundet i rodfrugter er koncentreret i skrællen.

For miljøfremmede, organiske stoffer (som PAH-forbindelser) gør noget tilsvarende sig gældende, omend "tommelfingerreglerne" er mere begrænsede: Organisk materiale og måske lerindholdet i jorden har betydning for binding af stofferne i jorden, mens pH kun påvirker ioniserbare stoffer (Bromilow & Chamberlain 1995). Organiske stoffer vides også at blive bundet fastere, jo længere de ligger i jorden (Alexander 1995).

Da de miljøfremmede, organiske stoffer og metaller i jorde med ældre forureninger som oftest har ligget i jorden i en årrække, og de ikke-bundne stoffraktioner stort set er nedbrudt eller udvasket, mens den tilbageværende del kan være indbygget i jordens humus- og mineralstruktur, er der grund til at antage, at de kun vil blive optaget i planter i begrænset omfang.

På arealer, hvor jordbundsforholdene gør bindingen af stofferne minimal, er det sandsynligt, at en større del af stofferne er blevet udvasket af nedsvivende regnvand gennem årene, end på arealer, hvor bindingen er kraftigere. De miljøfremmede, organiske stoffer og metaller, der findes i jorden (og som måles ved de kemiske analyser) er derfor ikke nødvendigvis lettere tilgængelige i jord med lavt indhold af organisk stof og ler/silt samt lav kationbytningssevne end i jord, hvor stofferne hele tiden har været bundet stærkere. For ældre forureninger kan det derfor ikke umiddelbart antages, at jordbundsforholdene er mere betydende for tilgængeligheden af de miljøfremmede stoffer end de ændringer af forholdene i rodzonen, planterødderne kan forårsage.

4.4 Andre faktorer af betydning for koncentrationen i planterne

En række andre faktorer udover forureningsgraden og jordtypen har betydning for, hvilke koncentrationer af metaller og PAH-forbindelser, der vil findes i planterne. Betingelser under væksten som fugtighed, vindeksponering og indstråling (skygge) har betydning for både vandtransport og vækst – og dermed for eventuel opkoncentrering af stoffer fra jordvæsken i planterne.

Indholdet af visse stoffer i overjordiske plantedele vil også være bestemt af atmosfærisk deposition. Dette gør sig specielt gældende i byområder for PAH-forbindelser og til en vis grad bly.

Endvidere vil forholdene være uensartede på forskellige forurenede grunde, ligesom variationen inden for den enkelte grund ofte vil være stor. Dette gælder både for stoffernes binding til jordmatrixen og for deres fordeling – såvel vertikalt som horisontalt. Dette indebærer bl.a., at koncentrationer af forurenende stoffer, målt i de øverste jordlag, ikke nødvendigvis er repræsentative for de koncentrationer, planternes rødder kommer i kontakt med. Dette gør sig specielt gældende for arter med et dybtgående rodnet.

4.5 Faktorernes betydning for undersøgelserne

Der blev taget højde for disse forhold ved tilrettelæggelse af undersøgelserne på flere måder, således at

- undersøgelsernes resultater blev repræsentative (forsøgsareal/er, design og prøvetagning)
- der blev opnået en realistisk men alligevel "værst tænkelig" situation (valg af plantearter, forsøgsjorde/arealer)
- betydningen af væsentlige jordbundsparametre for optagelsen kunne vurderes med henblik på at definere en "værst tænkelig" situation.

Ved anlæggelse af dyrkningsforsøg i - og ved indsamling af frugt og bær fra - jord med forskellig grad af forurening, blev det tilstræbt, at en/et af de anvendte forsøgsjorde/forsøgsarealer repræsenterede en meget høj forureningsgrad. Herved blev der opnået større sikkerhed for, at eventuelle ekstrapolationer fra de konkrete forsøgsjorde/-arealer til andre forurenede grunde blev baseret på data, der omfattede det interval, der skulle ekstrapoleres inden for. Endvidere ville inddragelse af relativt stærkt forurenede jord sikre muligheder for at måle indhold af de pågældende stoffer i planteprøver.

5 Undersøgelsernes omfang

Begge undersøgelser var tilrettelagt under hensyntagen til, at de skulle forløbe inden for en enkelt vækstsæson, men derudover meget forskelligt.

5.1 Grøntsagsundersøgelsen

Grøntsagsundersøgelsen blev gennemført som et dyrkningsforsøg med 6 afgrøder, dyrket under så vidt muligt ensartede betingelser i tre jorde med forskellige forureningsniveauer (hvoraf den ene ikke var forurennet) og med 10 gentagelser (replikater).

Der var planlagt analyser i to faser: Først analyseredes halvdelen af prøverne af hver afgrøde – med tilhørende jordprøver, derpå blev resultaterne vurderet, og der blev truffet beslutning om, hvorvidt de resterende prøver skulle analyseres.

Fra denne undersøgelse foreligger samhörørende data for jordbundsparametre, koncentrationer af metaller og PAH-forbindelser i jorden samt koncentrationer i afgrøderne for hver enkelt delparcel.

Denne undersøgelse giver derfor mulighed for undersøgelse af eventuelle korrelationer mellem koncentrationer i jord og planter samt eventuel betydning af jordbundsparametrene for tilgængeligheden af stofferne.

Derudover kan resultaterne fra de forskellige forureningsniveauer sammenlignes indbyrdes samt med resultater fra Overvågningssystemet.

5.2 Frugtundersøgelsen

Frugtundersøgelsen var baseret på indsamling af frugt, bær og nødder fra eksisterende træer og buske. Disse blev indsamlet i områder med forskelligt forureningsniveau, og resultaterne grupperet efter forureningsniveauet i det område, de var indsamlet fra. Som reference blev der indsamlet prøver fra ikke-forurenede eller svagt forurenede områder.

Til analyse for metaller blev der indsamlet i alt 243 prøver af frugt, bær og nødder i haveforeninger i Københavnsområdet. Grundlaget for vurdering af forureningsniveauet i den enkelte haveforening var eksisterende analyseresultater, som var relateret til hele haveforeningen generelt og ikke den enkelte grund.

Til analyse for PAH-forbindelser blev der indsamlet i alt 100 prøver af frugt og bær i villahaver i Skagen. Her var grundlaget for estimeringen af forureningsniveauet baseret på eksisterende jordanalyser fra den enkelte have.

Resultaterne af denne undersøgelse kan anvendes til vurdering af, hvorvidt forureningsniveauet i et område eller en have har betydning for indholdet af metaller eller PAH-forbindelser i afgrøderne samt, for metallernes vedkommende, til sammenligning med resultater fra Overvågningssystemet.

6 Statistiske metoder, beregninger

Statistikprogrammet SAS (version 6.12) blev anvendt til de fleste af analyserne (SAS 1999).

6.1 T-test

Til undersøgelse af forskelle mellem middelværdier af forskellige datasæt blev der anvendt variansanalyser eller t-test – enten enkeltvis eller som gruppe-test (Tukey's test), afhængigt af datasættens karakter. Dette er specificeret i teksten i de enkelte afsnit. Varianshomogenitet blev undersøgt ved analyse af, hvorvidt der var korrelation mellem størrelsen af middelværdien og størrelsen af replikat standard afvigelsen. Manglende korrelation blev fortolket som varianshomogenitet. For at tilnærme fordelingen af datasættene til normalfordelingen blev alle værdier logaritmisk transformerede før anvendelse. Da adskillige værdier var lig nul, blev der lagt et fast tal til resultaterne før transformationen. For grøntsagerne blev der lagt 0,001 til, medens der for frugt blev lagt 0,01 til.

6.2 Regressionsanalyser

Til undersøgelse af korrelationer mellem koncentrationer i jord og koncentrationer i grøntsager blev der anvendt lineære regressionsanalyser – også på logaritmisk transformerede tal som ovenfor beskrevet - med beregning af prædiktionsintervaller omkring regressionslinierne (PROC GLM i SAS).

6.3 Prøveantal

Til belysning af betydningen af prøveantallet for variansanalysernes udfald, blev der anvendt en såkaldt power-test, baseret på t-testen (Green 1989). Ved power-testen kan der gennemregnes et stort antal eksempler på prøveantal, variation og ønsket niveau for en forskel, der skal kunne bestemmes. Herved fås et mål for, hvor stor standardafvigelsen maksimalt må være, hvis man skal kunne bestemme en forskel af en bestemt størrelse mellem to prøver som statistisk signifikant med et givet signifikansniveau (α) og en given sandsynlighed for ikke fejlagtigt at antage, at værdierne ikke er signifikant forskellige (β).

En vurdering af betydningen af prøveantallet for prædiktionsintervallernes størrelse i regressionsanalysen blev foretaget efter de samme principper som GLM-analysen efter Sokal and Rohlf (1995).

6.4 Jordbundsparametre, PLS-analyse

De statistiske analyser til undersøgelse af jordbundsparametrenes eventuelle betydning for biotilgængeligheden af metallerne blev udført ved hjælp af en "Partial Least Square" analyse (PLS), der er en såkaldt multivariat teknik (f.eks. Eriksson et al. 1995). Ved hjælp af denne analyse er det muligt at beskrive værdierne i ét datasæt (en Y-matrix, her biokoncentreringsfaktorerne) ud fra værdierne i et andet datasæt (en X-matrix, her jordbundsparametrene) og derved få et mål for, hvilke parametre i X-matricen, der har betydning for Y-matricen. Analysen er nærmere beskrevet i afsnit 8.5.4 og bilag 5.

7 Grøntsagsundersøgelsen - metoder

I dette afsnit opsummeres forsøgsplanlægningen og gennemførelsen af grønssagsundersøgelsen. For en mere detaljeret beskrivelse af forsøgsplanlægningen henvises til bilag 5.

7.1 Jorde

Til forsøget valgtes tre jorde, hvis forureningsniveau – men ikke jordbundsparametre - var kendt på forhånd: En reference-jord (landbrugsjord fra Roskildeegnen), der karakteriseres som "ikke-forurenet", en "stærkt forurenet" jord fra en tidligere losseplads ("Valbyparkjord") og en jord, der var "mellem-forurenet", afgravet fra en grund i København i forbindelse med anlæggelse af en metrostation ("Cometjord"). Valbyparkjorden bar tydeligt præg af at stamme fra en losseplads, idet der var mange affaldsstykker (porcelæn, metal, murbrokker m.v.), dens struktur var fiberagtig, og farven var rødlig som af rust. Cometjorden og Referencejorden var som normale jorde.

7.2 Afgrøder

Følgende kriterier blev lagt til grund for udvælgelsen af afgrøder:

1. Afgrøder, hvorfra der bruges forskellige dele (rod, frugter, blade).
2. Afgrøder, der repræsenterer forskellige eksponeringsveje (direkte fra jorden, via vandoptagelse, via vandoptagelse + jordstænk).
3. Afgrøder, der dyrkes meget.
4. Afgrøder, der kan betragtes som "værst tænkelige" i relation til opkoncentrering af organiske stoffer og metaller (baseret på litteraturgennemgang som beskrevet i bilag 5).
5. Endvidere blev der taget hensyn til, at undersøgelsen skulle igangsættes og afsluttes inden for én vækstsæson, hvilket indebærer, at der kun kunne anvendes enårige afgrøder.

På denne baggrund blev der udvalgt repræsentanter for rodfrugter, bladafgrøder samt frugter fra enårige afgrøder. Tabel 7.1 viser de udvalgte afgrøder til analyse for de to typer forureningskomponenter.

Tabel 7.1 Afgrøder, der blev anvendt i grøntsagsundersøgelsen

Rodfrugter			Bladafgrøder			Grøntsager med frugt, enårige		
Afgrøde	Metaller	PAH	Afgrøde	Metaller	PAH	Afgrøde	Metaller	PAH
Gulerod	+	+	Salat	+	+	Bønner	+	-
Kartoffel	+	+				Squash	-	+
Radise	+	-						

Radise blev sået på et senere tidspunkt end de øvrige afgrøder (se afsnit 8.1).

7.3 Parametre og analysemetoder

Jord- og planteprøver, der blev udtaget i forbindelse med undersøgelsen, blev analyseret for indhold af metaller og PAH-forbindelser. Jordprøverne blev endvidere analyseret for jordbundsparametre, der kan have betydning for binding af organiske stoffer og metaller. I alle analyseserier blev der som kvalitetskontrol analyseret en prøve af referencemateriale samt en blindprøve, og der blev gennemført en dobbeltbestemmelse for hver tiende prøve. Ved afvigende analyseresultater blev analyseserien eller prøven målt om.

7.3.1 Metaller

Der foreligger jordkvalitetskriterier for arsen, cadmium, bly, krom, kobber, kviksølv, nikkel og zink, og det er dem, der almindeligvis indgår i analyser af forurenede jord.

På baggrund af resultaterne af de tidligere (1996-98) undersøgelser i København og de i litteraturen forekommende oplysninger om kviksølvs tilgængelighed for optagelse i planter i forurenede jord, blev det ikke anset for relevant at analysere for kviksølv. Der blev analyseret for cadmium, bly, nikkel, krom, kobber, zink og arsen.

Følgende analysemetoder blev anvendt:

Jordprøver:

Oplukning af prøver: Opvarmning med salpetersyre ved 120°C.

- Analyser:
 - As: AAS-hydrid.
 - Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn: ICP-AES (axialt plasma).

Analyserne blev udført af AnalyCen.

Grøntsagsprøver:

- Oplukning af prøver: Opvarmning med salpetersyre i trykforaskningsbomber ved 160°C.
- Analyser:
 - As, Cd, Pb, Ni, Cr: Atomabsorptionsspektrometri med grafitovnsteknik og Zeeman baggrundskorrektion.
 - Cu og Zn: ICP-OES (axialt plasma).

Analyserne blev udført af Levnedsmiddelkontrollen i København.

7.3.2 PAH-forbindelser

Jordprøverne blev analyseret for 16 PAH-forbindelser (US-EPAs udvalgte PAH-forbindelser). Udover de forbindelser, for hvilke der er fastsat jordkvalitetskriterier og afskæringskriterier (fluoranthren, benzo(b+j+k)fluoranthren, benzo(a)pyren, dibenzo(a,h)anthracen og indeno(1,2,3-cd)pyren) omfattede analyserne naphthalen, acenaphthylen, acenaphthen, fluoren, phenanthren, anthracen, chrysen, dibenzo(a,h)anthracen, og benzo(g,h,i)perylene.

I planter vides optagelse og eventuel transport af PAH-forbindelser helt overvejende at være bestemt af oktanol-vand fordelingskoefficienten (K_{ow}), der for denne gruppe stoffer afhænger af molekylernes størrelse. Det er derfor muligt at ekstrapolere, hvis der foreligger resultater af analyser for stoffer med forskelligt ringantal. Baseret på forekomst i de forurenede jorde, der indgik i undersøgelsen, blev der valgt 6 PAH-forbindelser med forskellig størrelse: Acenaphthylen (3 ringe), fluoranthren (4 ringe), benzo(b+j+k)fluoranthren (5 ringe), benzo(a)pyren (5 ringe) og indeno(1,2,3-cd)pyren (6 ringe).

Jordprøver:

- Oplukning af prøver: Natriumpyrofosfat og toluen, omrystning i 16 timer.
- Analyse: gaschromatografi med masse specifik detektor (GC-MSD).

Analyserne blev udført af AnalyCen.

Grøntsagsprøver og frugtprøver:

Der foreligger ikke standardiserede metodebeskrivelser for PAH-analyse af planteprøver.

- Ekstraktion: Ca. 10 gram homogeniseret plantemateriale ekstraheres med hexan:acetone (1:1) i Soxhlet-udstyr (en kombination af Soxhlet og mikrobølgeteknik). Ekstraktet overføres til centrifugeglas, idet plantematerialet skylles 3 gange med hexan:acetone (1:1). Ekstraktet centrifugeres og oprenses derefter på SPE / NH₂-SAX-kolonne. (solid phase extraction). Derefter inddampes.
- Analyser: HPLC med fluorescens detektor og verifikation af udvalgte prøver med GC/MS.

Analyserne blev udført af Forskningscenter Risø.

7.3.3 Jordbundsparametre

For de organiske stoffers binding er jordens indhold af organisk stof/humus, ler/silt og eventuelt pH de parametre, der oftest er påvist at have betydning.

Litteraturen vedrørende binding og tilgængelighed af metaller i jord er som omtalt meget omfattende, og viser, at der er tale om højst komplekse

problemstillinger (Green & Karickhoff 1990). Betydningen af en lang række parametre er undersøgt, og mange undersøgelser viser, at vekselvirkninger mellem forskellige parametre kan have afgørende betydning, ligesom forskellige metaller reagerer forskelligt på forskellige ændringer i de enkelte parametre.

Følgende parametre blev målt: pH (målt i CaCl_2 og H_2O), kationbytningssevne, organisk kulstof, total kulstof, humus, CaCO_3 , samt tekstur (ler, silt, grovsilt og forskellige sandfraktioner (bestemt med 50, 63, 125, 200, 500 μm sigter)).

Jordbundsparametrene blev undersøgt ved Centrallaboratoriet, Forskningscenter Foulum med Danmarks Jordbrugsforsknings standardiserede analysemetoder.

7.4 Forsøgsdesign

7.4.1 Randomiseret, komplet blokdesign

Som følge af den stramme tidsplan for projektets gennemførelse var der ikke mulighed for at afvente resultater af analyser af de anvendte jorde inden anlæggelse af forsøget. Der blev derfor taget udgangspunkt i, at en vis variation i koncentrationerne af de undersøgte forureningskomponenter samt jordbundsparametrene måtte forventes over forsøgsarealet med den enkelte jord og i planterne, dyrket herpå.

Forsøgene blev anlagt efter et såkaldt "randomiseret, komplet blokdesign". For hver jordtype blev arealet opdelt i et antal parceller af ens størrelse, der lå ved siden af hinanden. Hver af disse parceller blev derefter opdelt i et antal delparceller, der blev tilsæt med hver sin afgrøde. På denne måde fik man med den enkelte afgrøde et antal gentagelser, der var spredt forskellige steder over arealet frem for at have det hele i ét hjørne.

7.4.2 Antal gentagelser

Forsøget blev anlagt med 10 gentagelser af hver afgrøde i hver jordtype (se figur 7.1) og analyserne blev delt i to omgange: Først skulle 5 prøver af hver afgrøde fra hver jordtype (med tilhørende jordprøver) analyseres, hvorefter resultaterne skulle vurderes med henblik på, hvor meget en analyse af yderligere 5 prøver af hver afgrøde ville forøge mulighederne for at drage konklusioner på grundlag af resultaterne.

Gulerod	Bønne	Squash	Kartoffel	Gulerod	↑ 12 m ↓
Kartoffel	Salat	Bønne	Salat	Bønne	
Salat	Kartoffel	Katoffel	Bønne	Salat	
Squash	Gulerod	Salat	Squash	Kartoffel	
Bønne	Squash	Gulerod	Gulerod	Squash	
Squash	Kartoffel	Gulerod	Bønne	Salat	
Kartoffel	Salat	Squash	Salat	Gulerod	
Gulerod	Bønne	Kartoffel	Kartoffel	Squash	
Bønne	Squash	Salat	Gulerod	Bønne	
Salat	Gulerod	Bønne	Squash	Kartoffel	

←-----12 meter-----→

Figur 7.1 Forsøgsoversigt med 10 gentagelser med 5 afgrøder i hver. Anlagt med hver af de tre jorde.

7.5 Anlæg og pasning af forsøg samt prøvetagning og -forberedelse

De tre jorde (Referencejord, Cometjord og Valbyparkjord) blev opgravet på de lokaliteter, de stammede fra og udlagt i "højbede" af ca. ½ meters højde på ca. 12 m x 12 m ved siden af hinanden på et areal i Valbypark-området. Herved blev det opnået, at eventuelle bidrag fra atmosfærisk deposition blev ens i de tre delforsøg. Der blev tilsat gødning til et ensartet niveau, og jorden blev fræset.

De tre højbede blev anlagt, så indstrålings- og vindforholdene var ens. Delparcellerne blev anlagt med en afstand på 25 cm for enden af parcellerne. Grøntsagerne blev sået i rækker med en afstand på ca. 60 cm, med den første række ca. 30 cm fra kanten af delparcellen. Herved tilstræbtes det dels, at de enkelte arter ikke påvirkede hinanden, dels at maskinel ukrudtsbekæmpelse var mulig. Der var således 2 rækker à ca. 1,5 meters længde i hver delparcel.

Plantebestandene blev om nødvendigt udtyndet efter fremspiring, og ukrudtsbekæmpelse blev i fornødent omfang gennemført mekanisk. Parcellerne blev vandet i tørre perioder. Forsøget blev anlagt og passet af Parkafdelingen, Drift & Natur, Københavns Kommune.

7.5.1 Prøvetagning

Der blev udtaget jord- og planteprov fra forsøgene til analyse for indhold af metaller og PAH-forbindelser samt jordbundsparametre.

Jordprøverne blev udtaget efter anlæggelse af bedene. Prøvetagningen fulgte den vejledning, der anvendes i Københavns kommune: Inden for et felt på 1 m² blev der taget en prøve i hvert hjørne samt en i centrum, der alle blev sammenstukket til en blandeprøve. Prøverne blev taget, så de indholdt jord fra 0-0,5 m dybde. Der blev udtaget én blandeprøve per delparcel i de to forurenede jorde og én blandeprøve per parcel i Referencejorden. Hver

jordprøve blev blandet grundigt og opdelt i tre delprøver til analyse for henholdsvis jordbundsparametre, metaller og PAH-forbindelser.

Planteprøverne blev taget på det tidspunkt, hvor afgrøderne normalt ville blive høstet. Kartoffel blev dog ikke høstet før i oktober måned, så der blev ikke høstet "nye" kartofler. Der blev udtaget 2 sæt prøver parallelt (til metal- og PAH-analyser). Af gulerødder og kartofler blev der så vidt muligt udtaget 4 prøver, så halvdelen kunne skrælles før analyse. Hvis der var overskud af den pågældende afgrøde, blev prøverne udtaget systematisk, således at f.eks. kartofler fra hver femte plante blev høstet. Hver prøve (om muligt på hver 1 kg) blev om muligt sammenstukket af mindst 5 enkelte høst-enheder (f.eks. salathoveder, gulerødder). Prøverne blev anbragt i plastikposer (polyethylen), der blev lukket og opbevaret køligt indtil ankomst til analyselaboratoriet, hvor de blev opbevaret på køl (+ 4°C) indtil prøveforberedelse. Prøver til PAH-analyse blev højst opbevaret en uge inden prøveforberedelse.

7.5.2 Prøveforberedelse af planteprøver

Prøverne blev i princippet rensede, som de normalt vil blive det inden anvendelse i husholdningen. For at sikre, at eventuelle jordrester ikke skulle indgå i analyseresultaterne, hvor de ville kunne resultere i forøget variation og forhøjede værdier blev rensningen dog gennemført grundigt - sandsynligvis lidt grundigere end en "hverdags-rensning".

Der blev anvendt flere hold vand, og rensningen blev fortsat med nyt vand, indtil der ikke var mere "jord" i vandet efter rensning, og prøverne så ud til at være helt rene. Gulerødder og kartofler blev skrubbet grundigt; salathoveder blev skilt, så bladene kunne skylles enkeltvis, og bønner og squash blev gnedet (forsigtigt).

Ekstra prøver af gulerødder og kartofler blev skrællet efter vask. Skræl og kød blev frosset ned hver for sig.

Prøverne blev opbevaret nedfrosset ved -20°C indtil analyse. Inden vejning blev prøverne aftørret med køkkenrulle, så eventuelt overskydende vand blev fjernet.

8 Grøntsagsforsøget – resultater og diskussion

8.1 Dyrkning og høst

Forsøget blev anlagt og passet som beskrevet, men da der i løbet af vækstsæsonen var temmelig lange tørkeperioder, kan det ikke udelukkes, at en eller flere af jordene i visse perioder har været udtørret. Dette gælder specielt Valbyparkjorden, der var meget porøs.

Salat og gulerod voksede meget dårligt i flere parceller – specielt i Valbyparkjorden. Dette kunne skyldes toksiske effekter af nogle af metallerne og/eller de organiske, miljøfremmede stoffer i jorden, men som nævnt kan også udtørring i løbet af fremspirings- og vækstperioden have været af betydning, selvom bedene blev vandet jævnlige. Der blev eftersået i parceller med dårlig vækst af salat og gulerod. Der blev desuden sået radiser i alle parceller med gulerod.

Efter afslutning af høst forelå følgende prøver: Komplette sæt af kartoffel, bønne og squash samt radise (10 fra hver jordtype) fra alle parceller til de planlagte analyser.

Salat fra første høst manglede helt fra 1 delparcel med Referencejord og fra 7 delparceller med Valbyparkjord. Blandt de udtagne prøver var enkelte (1 fra Referencejord og 2 fra Valbyparkjord) meget små. Det betød, at der fra Valbyparkjorden var et begrænset datagrundlag, idet der reelt kun var prøve fra én parcel af noget, der kunne kaldes salathoveder. Den ene af Valbypark-parcellerne med meget lille salatprøve var endvidere ekstremt forurenede med bly (11.000 mg/kg) og PAH-forbindelser (sum PAH = 2.305 mg/kg). Den eftersåede salat nåede ikke at blive ret stor, og høsten bestod nærmest af "håndfulde" af små blade, der ikke kunne anvendes til analyser.

Gulerodshøsten var meget begrænset, og de eftersåede gulerødder blev i flere tilfælde ikke større end tændstikker. Disse blev kasseret. De øvrige høstede gulerødder var af varierende størrelse, og der var kun få store, "pæne" eksemplarer (fra første såning) og mange små, tynde gulerødder (fra anden såning). Gulerødderne blev primært forbeholdt PAH-analyser, men fra parceller med tilstrækkeligt antal gulerødder blev der frataget prøvemateriale til metalanalyse. Der manglede en prøve af gulerod med og uden skræl fra en Valbypark- og en Reference-parcel. Tre af prøverne fra Valbyparkjord var på 100 gram og derunder; og bestod af meget små gulerødder (en almindelig gulerod vejer 50-100 gram). Da der var få gulerødder fra de fleste parceller, blev den enkelte gulerod delt på langs, hvorefter den ene halvdel blev taget fra som uskrællet prøve, mens den anden halvdel blev skrællet.

8.2 Metaller og PAH-forbindelser i forsøgsjordene

Resultater af analyser af jordprøverne er samlet i bilag 1 (tabel B1.1 - B1.2), hvor middel-, median-, maksimum- og minimumværdier af forsøgsresultaterne er medtaget sammen med koncentrations-grænserne for rådgivningsintervallet for de pågældende stoffer. Tabel 8.1 viser højeste og laveste koncentration af de metaller og PAH-forbindelser, der indgår i afskæringskriterier og jordkvalitetskriterier.

Tabel 8.1 Koncentrationer i de tre forsøgsjorde af de metaller og PAH-forbindelser, der indgår i jordkvalitetskriterier og afskæringskriterier (rådgivningsinterval). Værdier, der er markeret med *fed* skrift, er > afskæringskriteriet. Enhed: mg/kg tørvægt, n=antal prøver.

Stof	Rådg.interv. mg/kg tørv.	Referencejord, n=10 mg/kg tørvægt		Cometjord, n=30 mg/kg tørvægt		Valbyparkjord, n=35 mg/kg tørvægt	
		Mini- mum	Maksi- mum	Mini- mum	Maksi- mum	Mini- mum	Maksi- mum
Cadmium	0,5-5	0,17	0,44	0,15	1,7	0,21	18
Krom	500-1000	6,6	21	9,5	85	11	540
Kobber	500-500	4,5	18	32	360	38	4700
Nikkel	30-30	4,1	10	7,1	25	8,3	85
Bly	40-400	7,6	30	69	388	93	11000
Zink	500-1000	23	82	101	2445	121	2681
Arsen	20-20	1,0	2,3	3,7	16	1,7	67
Fluoranthen	-	0,073	0,29	0,087	67	2,4	320
Benzo(b)- fluoranthen	-	0,031	0,13	0,043	27	1,3	140
Benzo(j+k)- fluoranthen	-	0,033	0,13	0,047	7,6	1	99
Benzo(a)pyren	0,1-1,0	0,049	0,17	0,066	18	1,4	160
Indeno(1,2,3- cd)pyren	-	0,035	0,14	0,07	13	0,98	120
Dibenzo-(a,h)- anthracen	0,1-1,0	<0,01	<0,01	<0,01	3,7	0,19	180
Sum PAH*	1,5-15	0,23	0,87	0,32	136	7,3	1019

*: Sum-PAH er defineret som summen af fluoranthen, benzo(b+j+k)fluoranthen, benzo(a)pyren, dibenzo(a,h)anthracen og indeno(1,2,3-cd)pyren.

Referencejorden havde lave niveauer af alle stoffer, og koncentrationerne var i alle tilfælde (bortset fra en enkelt benzo(a)pyren-koncentration) lavere end jordkvalitetskriterierne. Koncentrationerne i Cometjorden for både cadmium, bly, benzo(a)pyren (middelværdien var 2,1 mg/kg tørstof) og dibenzo(a,h)anthracen lå tæt på rådgivningsintervallet. Indholdet af de øvrige metaller lå under jordkvalitetskriterierne, men var højere end i Referencejorden. Valbyparkjorden var stærkt forurenede med alle stoffer.

Fordelingen af forureningerne (tabel 8.1 og B1.1 - B1.2) var ikke ensartet inden for det enkelte forsøgsled (Cometjord og Valbyparkjord) trods den blanding af jorden, der var sket som følge af opgravning, transport, udlæggelse til højbede og fræsning.

Hvor både metaller og PAH-forbindelser i Referencejorden synes relativt ensartet fordelt (forholdet mellem maksimum og minimum er ca. 4:1), er metallerne i Cometjorden og særligt i Valbyparkjorden mere uens fordelt (forholdet mellem maksimum og minimum er i størrelsesordenen henholdsvis 10:1 og 50:1), mens PAH-forbindelserne er mere uensartet fordelt i Cometjorden (maksimum:minimum kan variere flere hundrede gange) end i Valbyparkjorden (maksimum:minimum ca. 150:1). Resultaterne fra en enkelt

prøve af Cometjorden (C94) var meget lave og blev ikke anvendt ved beregningerne (afsnit 8.6.2.1), men selv uden denne prøve var variationen så stor som beskrevet ovenfor.

Dette blev underbygget af variansanalyser, der for flertallet af metallerne og PAH-forbindelserne viste, at Referencejord-parcellerne kunne antages at være ensartede, mens det ikke var tilfældet for delparcellerne fra både Cometjorden og Valbyparkjorden. Som følge af den store variation bør de enkelte delparceller snarere betragtes som led i en "koncentrationsserie" end som replikater af en gennemsnitlig koncentration af de enkelte stoffer, hvilket peger på, at resultaterne snarere er egnede til regressionsanalyser end til variansanalyser.

8.3 Jordbundsparametre

Resultaterne af analyserne for jordbundsparametre er samlet i bilag 1, tabel B1.3. Variationen i jordbundsparametrene var relativt lav inden for den enkelte jordtype, så med hensyn til disse var forsøgsbedene ret ensartede. Derimod var der forskel på de tre jorde: Referencejorden (landbrugsjord) og Cometjorden (overfladejord fra en grund i København) havde normalt indhold af humus (3%), mens dette var meget højt (19%) i Valbyparkjorden (fra opfyldning af losseplads), hvor det sandsynligvis stammede fra tidligere tiders organisk affald. Valbyparkjorden var således ikke typisk for en jord, man normalt ville dyrke grøntsager i. Reference- og Cometjorden adskilte sig primært ved, at Referencejorden var mere leret end Cometjorden. I forsøget var der således indbygget en sammenhæng mellem høj koncentration af forureningskomponenterne og højt indhold af organisk stof i jorden samt lave koncentrationer af stofferne og højt ler-siltindhold.

8.4 Muligheder for eksponering fra den underliggende jord

Forsøget var anlagt som højbede af en halv meters dybde på et areal ved Valbyparken, der var stærkt forurenede med metaller men ikke med PAH-forbindelser. I den underliggende jord var koncentrationerne af de metaller, der optages og transporteres i planter, højere end i Valbyparkjorden: Koncentrationerne af cadmium og nikkel var 5-6 gange så høje som i Valbyparkjorden, mens koncentrationen af zink var dobbelt så høj og koncentrationen af kobber af samme størrelsesorden som i Valbyparkjorden. Da der var tørkeperioder i vækstsæsonen, kan det ikke udelukkes, at der har været en vis udtørring, selvom bedene blev vandet jævnlige. Valbyparkjorden var mest udsat for udtørring på grund af dens porøse struktur.

Derfor bør dybden af afgrødernes aktive rodnet inddrages i fortolkningen af resultaterne. Vurderingen af rodnybden er baseret på en redegørelse fra Danmarks Jordbrugsforskning, Årslev (Thorup-Kristensen 2000).

I tørkeperioder udvikles dybe rødder. Når der igen tilføres vand i de øverste jordlag, kan disse reduceres, mens der sker nye forgreninger i de øverste jordlag. Det vil sige, at selvom planterne i en tørkeperiode har udviklet rødder,

der er nået ned i den underliggende jord, vil disse sandsynligvis kun have været i funktion i en kort periode.

Typiske roddybder for de i undersøgelsen anvendte planter (Thorup-Kristensen 2000):

- Radise: ≤ 50 cm
- Squash: "ikke ret dybt"
- Salat: 30-60 cm
- Bønne: 50-100 cm
- Kartoffel: < 100 cm
- Gulerod: ≥ 100 cm

Kartofler, der er stængelknolde og ikke en del af rødderne, ligger typisk i 15-20 centimeters dybde.

Det kan således ikke udelukkes, at bønne, kartoffel og gulerod har haft aktive rødder i den underliggende jord i kortere perioder gennem vækstsæsonen. Dette gælder dog ikke de små gulerødder, der blev sået sent, og derfor ikke har kunnet nå at udvikle dybtgående rødder.

Det er derfor muligt, at de stoffer, der kan optages og transporteres i planterne (cadmium, kobber, nikkel og zink), kan være optaget fra den underliggende jord og transporteret til de spiselige dele af planterne, selvom disse udelukkende har været i kontakt med forsøgsjorden. De perioder, der eventuelt har været tale om, har formentlig været korte i forhold til den samlede vækstsæson, så betydningen af denne fejlkilde er sandsynligvis ringe. Optagelse fra den underliggende jord ville medføre forhøjede forureningskoncentrationer i planterne fra referencejorden, hvilket – som det fremgår af de følgende afsnit - ikke kunne konstateres, undtagen muligvis for kartoffel.

Eventuelle forhøjede niveauer i planterne som følge af en sådan optagelse af metaller fra underjorden, der tolkes som stammende fra forsøgsjorden, vil bevirke en overvurdering af eksponeringen i forbindelse med den humantoksikologiske vurdering. Denne fejlkilde ville altså gøre, at eksponeringsvurderingen var baseret på et "mere end værst tænkeligt" grundlag.

8.5 Metaller i grøntsager

8.5.1 Koncentrationer i grøntsagerne

Oversigter, der viser resultaterne af metalanalyser af salat, bønne, radise, kartoffel med og uden skræl samt gulerod med og uden skræl er samlet i bilag 1, tabel B1.4 – B1.10, hvor middel-, median-, maksimum- og minimumværdier af forsøgsresultaterne er medtaget. Endvidere er resultater af t-test til sammenligning af de enkelte forsøgsled – for nikkel, cadmium og bly – med resultater fra Overvågningsystemet vist i bilag 1.

Tabel 8.2 - 8.4 viser middelværdier af metalkoncentrationerne samt antal prøver fra hver af de tre jordtyper for hver af de 5 afgrøder, hvor gulerod og kartoffel er målt både med og uden skræl.

Tabel 8.2 Koncentrationer af metaller i grøntsager, dyrket i Referencejord (ikke-forurenet), middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt).

Metal	Afgørde, antal prøver (n)						
	Radise n=5	Bønne n=5	Salat n=5	Kartoffel med skræl n=5	Kartoffel uden skræl n=5	Gulerod med skræl n=4	Gulerod uden skræl n=0
Cadmium	8,7	0,7	26	26	22	35	-
Krom	28	9	7	15	18	20	-
Kobber	146	844	458	1020	998	613	-
Nikkel	25	252	26	62	57	46	-
Bly	25	<10	<10	<10	<10	42	-
Zink	2000	3220	1820	2460	2560	2800	-
Arsen	<12	<12	<12	<12	<12	<12	-

Tabel 8.3 Koncentrationer af metaller i grøntsager, dyrket i Cometjord (mellem-forurenet), middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt).

Metal	Afgørde, antal prøver (n)						
	Radise n=5	Bønne n=5	Salat n=5	Kartoffel med skræl n=5	Kartoffel uden skræl n=5	Gulerod med skræl n=5	Gulerod uden skræl n=5
Cadmium	6,8	0,8	17	12	10	14	9
Krom	36	13	7	17	17	22	7
Kobber	244	848	534	1220	1150	690	548
Nikkel	30	300	24	36	39	52	57
Bly	142	23	22	47	<10	113	55
Zink	1800	3820	2280	2660	2520	2840	2520
Arsen	17	<12	<12	<12	<12	15	<12

Tabel 8.4 Koncentrationer af metaller i grøntsager, dyrket i Valbyparkjord (stærkt forurenet), middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt).

Metal	Afgørde, antal prøver						
	Radise n=5	Bønne n=5	Salat n=3	Kartoffel med skræl n=5	Kartoffel uden skræl n=5	Gulerod med skræl n=4	Gulerod uden skræl n=4
Cadmium	7,8	2,6	33	12	10	33	25
Krom	111	40	39	287	25	113	19
Kobber	650	1054	920	1840	1520	1675	820
Nikkel	76	484	86	63	73	245	200
Bly	270	59	118	226	13	530	155
Zink	6540	5360	7833	4900	4840	8100	7900
Arsen	16	<12	<12	12	<12	18	<12

Hovedindtrykket af resultaterne i tabel 8.2 - 8.4 er en stigende koncentration i afgrøderne fra Referencejorden over Cometjorden til Valbyparkjorden. Dette gælder dog ikke for alle stoffer og afgrøder (se afsnit 8.5.3).

Koncentrationerne af de mest mobile stoffer (cadmium, kobber, nikkel og zink) blev ikke væsentligt mindsket ved skrælning af kartoffel og gulerod, mens koncentrationen af de mindst mobile stoffer (krom, bly og arsen), blev reduceret betydeligt ved fjernelse af skrællen i kartoffel og i mindre grad i gulerod.

Salat fra Valbyparkjorden (tabel 8.4) og gulerod (både med og uden skræl) fra alle jorde (tabel 8.2 - 8.4) udviste høje koncentrationer af de målte stoffer. Dette kan bl.a. skyldes, at der for begge afgrøder overvejende var tale om

meget små planter (se afsnit 8.1), der havde haft ringe vækstforhold. For salats vedkommende kan der endvidere have været et væsentligt bidrag fra luften, idet planterne i de tre parceller fra Valbyparkjorden ikke udviklede hoveder, men bestod af adskilte blade, der således var åbne for deposition af støv og direkte optag fra luften.

For gulerods vedkommende var specielt de målte koncentrationer af bly høje. Dette gjorde sig ikke alene gældende for prøver fra de to forurenede jorde, men også for prøver fra Referencejorden, hvor der blev målt koncentrationer i gulerod med skræl af samme størrelsesorden som i kartoffel med skræl fra Cometjorden (henholdsvis 42 og 47 ng/g vådvægt). Både for bly, cadmium, chrom, kobber og arsen var de målte koncentrationer i gulerod med skræl fra Referencejorden højere end værdierne fra Overvågningssystemet. De høje koncentrationer kunne tilskrives, at de små gulerødder har haft en relativt stor overflade i forhold til rumfanget og de dårlige vækstforhold for planterne. Dette støttes af, at de højeste koncentrationer er fundet i prøver, der bestod af de mindste gulerødder. Også i gulerod uden skræl var metal-niveauet højt. De høje koncentrationer af metaller (specielt bly), der blev målt i gulerod uden skræl, må tilskrives, at det ikke har været muligt at skrælle de ganske små gulerødder (der var ujævne i formen) ordentligt.

8.5.1.1 Andre undersøgelser

Undersøgelser, der er sammenlignelige med den her beskrevne, er sparsomme i litteraturen, da de fleste forsøg, der er beskrevet med forurenede jord, er laboratorie- eller væksthuseforsøg, eller forsøg på slamgødede marker. Undersøgelser i forurenede jord "in situ" er udført dels som dyrkningsforsøg (Moseholm *et al.* 1992, Larsen *et al.* 1992, Dudka & Miller 1999), dels ved indsamling af samhörørende prøver af jord og grøntsager fra eksisterende haver og marker (Davies 1978, Sánchez-Camazano & Sánchez-Martin 1994, Pieotrowska *et al.* 1994, Voutsas *et al.* 1996, Dudka & Miller 1999).

Ved en sammenligning af niveauerne af metalkoncentrationer i planterne, der er fundet i denne undersøgelse med niveauerne fra andre undersøgelser, må betydningen af, at de forskellige undersøgelser ikke er gennemført under ensartede forhold, vurderes. For eksempel kan bidrag fra atmosfærisk deposition, der ofte ikke er kvantificeret, have betydning for overjordiske afgrøder.

For rodfrugter er der i de fleste af de nævnte undersøgelser fundet højere koncentrationer end i denne, men forskelle i tilgængelighed af forureningen og koncentrationsniveauet i de anvendte jorde er store. Således fandt Davies (1978) koncentrationer af bly i radise (9900 µg/kg tørstof), der var fire gange så høje som de i denne undersøgelse ved jordkoncentrationer, der var på niveau med Cometjorden, hvor koncentrationen af bly i radise var 2580 µg/kg tørstof (tabel B1.8). Årsagen kan være, at bly i jorden på det tidspunkt (1978), hvor det var nys afsat fra biler, var mere tilgængeligt end det er nu, hvor den overvejende del har ligget i jorden i flere år.

8.5.2 Opkoncentrering i planterne, BCF-værdier

8.5.2.1 Beregninger

Sammenligninger af resultater fra undersøgelser, hvor koncentrationsniveauerne i jorden har været forskellige, baseres bedst på opkoncentreringen. Opkoncentreringen kan udtrykkes ved biokoncentreringsfaktorer (BCF-værdier), der er koncentrationen i planten delt med koncentrationen i jorden (begge baseret på tørvægt). BCF-værdier er beregnet for hvert enkelt samhörende par af planteprøve og jordprøve, hvorefter middelværdierne af disse for hver plante-jord kombination er beregnet.

8.5.2.2 Resultater

BCF-værdierne lå i næsten alle tilfælde under 1. Kun for cadmium i gulerod med skræl og salat fra Referencejorden var BCF større end 1. Det vil sige, at planterne generelt ikke har opkoncentreret stofferne fra jorden.

Hvor hovedindtrykket af metalkoncentrationerne i afgrøderne er en stigende tendens fra Referencejorden over Cometjorden til Valbyparkjorden (tabel 8.2 - 8.4), er dette ikke tilfældet for opkoncentreringen, idet denne i de fleste tilfælde falder med stigende koncentration af stofferne i jorden.

De højeste BCF-værdier er beregnet for cadmium, kobber, zink og nikkel, og det er dem, for hvilke faldet i BCF-værdi er størst fra Referencejorden over Cometjorden til Valbyparkjorden. For bly, krom og arsen, der havde de laveste BCF-værdier, var faldet mindre udpræget (figur 8.1).

Aftagende biokoncentrering med stigende koncentration i omgivelserne over et vist niveau (opløseligheden af stoffet) er et velkendt fænomen i både vandigt miljø og jord. Det er grunden til, at koncentrationsniveauet i omgivelserne må inddrages ved vurdering af biokoncentrering og ved sammenligning af resultater af forskellige undersøgelser.

Fænomenet skyldes en kombination af en række delprocesser:

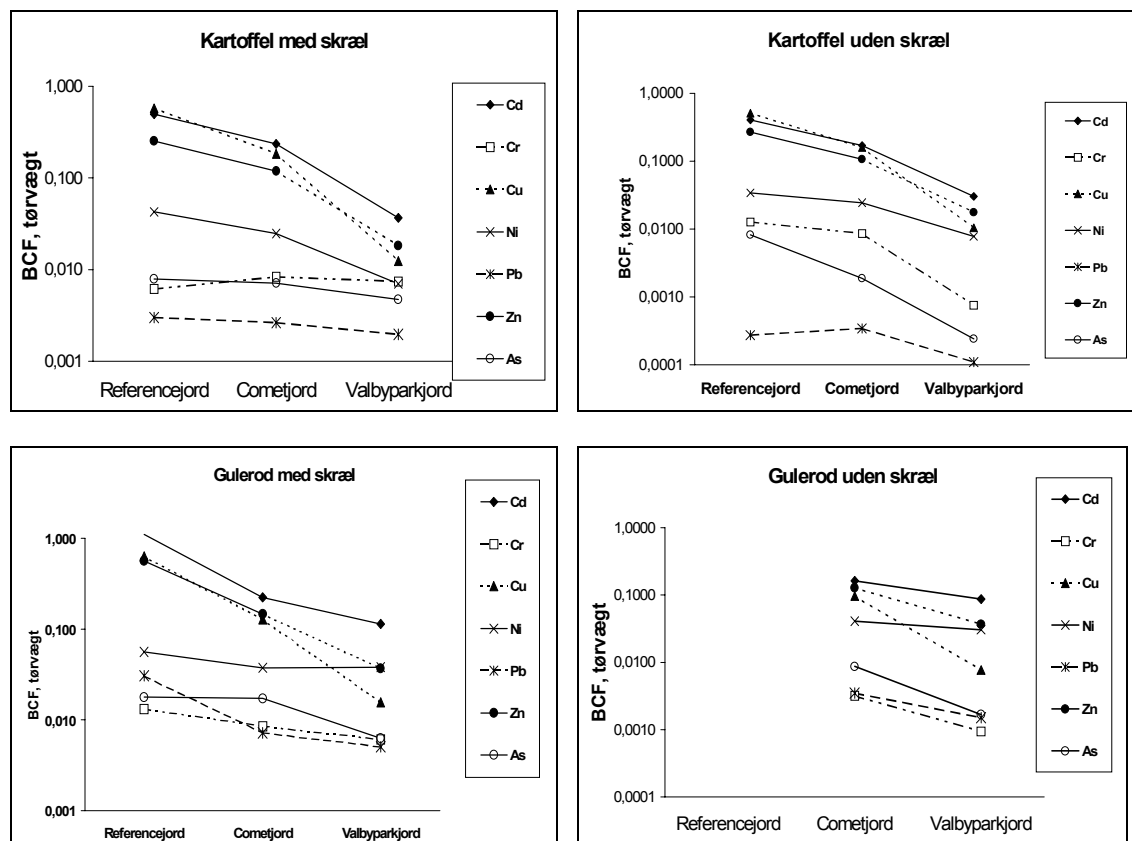
Ved optagelse fra vand (gennem rødderne) skal stofferne dels diffundere fra vandet ind i organismen, dels diffundere fra jordpartiklerne ud i porevandet. Mulighederne for optagelse er derfor bestemt af kinetikken for disse processer. Når planten optager/sorberer stoffer fra jordvæsken, falder jordvæskekoncentrationen, og der vil desorberes stof fra jorden til en ligevægt igen er opnået. Den samlede optagsrate bliver derfor bestemt både af desorptionen fra jorden og af optagelsen (adsorptionen) fra jordvæske til planternes rødder.

Ved overførsel direkte fra partikler til organisme er der kun to elementer (partikler og organisme) i systemet, men det er stadig hastigheden af frigørelse af stof fra jordpartiklerne henholdsvis optagelse i rødderne, der er bestemmende.

Begrænsede faktor for processerne kan have været begrænsning i antallet af sites på rodfrugternes overflade for de stoffer, der ikke optages, samt begrænsning af optagelsen af de øvrige stoffer i planterne. Betegnelsen

mætningskinetik anvendes ofte om dette fænomen (Dudka & Miller 1999). Det lavere fald i BCF-værdierne for de tungtopløselige metaller (bly, krom og arsen) end for de lettere opløselige kan skyldes, at diffusionen af de tungtopløselige metaller allerede i Referencejorden er begrænset af frigørelse fra jordpartiklerne.

Endvidere kan en del af forklaringen være, at stoffernes tilgængelighed var lavere i Valbyparkjorden (hvor der var klumper af metal-rester og tjære) end i Cometjorden, hvor forureningen ikke var umiddelbart synlig, og der må formodes at have været tale om en mere diffus forurening af jordpartiklerne.



Figur 8.1 BCF-værdier baseret på tørvægt for gulerod og kartoffel med og uden skræl, i logaritmsk akse.

Som omtalt i afsnit 8.4 kan det ikke udelukkes, at kartoffel og gulerod fra første såning samt bønner kan være eksponeret for den stærkt forurenet jord, som forsøget var anlagt ovenpå. De mobile metaller (cadmium, kobber, zink og nikkel) kunne i så fald være optaget fra den underliggende jord, og have givet anledning til forhøjede koncentrationer – specielt i planter fra Reference- og Cometjorden. Det forhold, at de højeste koncentrationer af stofferne blev fundet i prøver bestående af små gulerødder tyder på, at dette ikke har været tilfældet for gulerods vedkommende. For kartoffel viser resultaterne, at dette kan have været tilfældet for kartofler, dyrket i Referencejorden, idet koncentrationen af de fire stoffer i knolde fra Referencejorden er højere end eller på niveau med den i knolde fra Cometjorden og - for cadmiums vedkommende - fra Valbyparkjorden.

8.5.2.3 Andre undersøgelser

Opkoncentreringen af metaller i planterne var generelt høj i forhold til forundersøgelsen fra 1997. F.eks. var gennemsnitskoncentrationen af bly i kartoffel med skræl fra Valbyparkjorden 226 ng/g vådvægt, hvilket svarer til en biokoncentreringsfaktor (BCF) (baseret på vådvægt) på 0,0002, mens der i kartofler fra haveforeningen Kalvebod i de indledende undersøgelser (3 prøver) var fundet gennemsnitligt 26 ng/g vådvægt, svarende til en BCF-værdi i størrelsesordenen 0,00003. Dvs., at opkoncentreringen af bly i kartoffel i forsøget var 10 gange så høj som i prøver taget i haveforeningen.

I andre undersøgelser, hvor grøntsager har været dyrket i stærkt forurenede jord (Dudka & Miller 1999, Larsen *et al.* 1992 og Helgesen & Larsen 1998), er der fundet BCF-værdier for krom, arsen, cadmium, bly og zink, der – forskellighederne taget i betragtning – er sammenlignelige med eller lavere end de i denne undersøgelse fundne. Endvidere tyder sammenligning af undersøgelser, hvor grøntsager har været dyrket in situ (Larsen *et al.* 1992) med undersøgelser, hvor der har været anvendt opgravet jord (Helgesen & Larsen 1998), på, at jordhåndteringen kan øge tilgængeligheden af metallerne.

Der foreligger flere undersøgelser, baseret på indsamling af planter, dyrket in situ i områder med forurenede jord (Davies 1978, Sánchez-Camazano *et al.* 1994, Piotrowska *et al.* 1994, Voutsas *et al.* 1996). Resultaterne kan ikke altid umiddelbart omregnes til BCF-værdier, da der som oftest blot angives niveauer for hver af de to parametre enkeltvis og ikke sammenhørende værdier for plante- og jordprøver. Voutsas *et al.* (1996) opgiver BCF-værdier for gulerod uden skræl fra jord, der nærmest er sammenlignelig med Cometjorden. Disse var på niveau med de i denne undersøgelse (Cometjord) fundne for chrom og kobber (0,003 og 0,1), men væsentligt lavere for bly, zink og arsen. For bly og zink angives, at bidrag fra jorden ikke var signifikant (i gulerod uden skræl). Kun for cadmium var BCF-værdien (på 1,5) beregnet af Voutsas *et al.* (1996) højere end for Cometjord i denne undersøgelse (BCF = 0,2).

8.5.2.4 Tidligere anvendte BCF-værdier

De BCF-værdier, der tidligere er anvendt ved humantoksikologiske vurderinger i forbindelse med forurenede jord (Miljøstyrelsen 1996), er som omtalt i indledningen baseret på et meget konservativt grundlag, og projektets formål var at etablere et mere realistisk grundlag for eksponeringsvurderingen.

I tabel 8.6 er BCF-værdier baseret på vådvægt fra denne undersøgelse og fra Miljøstyrelsen (1996) sammenholdt. I tabellen er BCF-værdierne fra Cometjorden anvendt, da koncentrationen af metallerne i denne ligger nærmest på rådgivningsintervallet, og fordi resultaterne for salat og gulerod med skræl er baseret på normalt udviklede planter. Derfor kan de for denne jord opnåede BCF-værdier anses for mest realistiske i forbindelse med en vejledningssituation.

Tabel 8.6 Sammenligning af BCF-værdier (baseret på vådvægt) fra denne undersøgelse (Cometjord) og fra Miljøstyrelsen (1996).

Stof	BCF-værdier baseret på vådvægt				
	Denne undersøgelse / Miljøstyrelsen 1996				
	Radise	Bønne	Salat	Kartoffel med skræl	Gulerod med skræl
Cadmium	0,02 / 2,5	0,001 / 0,08	0,04 / 3,6	0,05 / 0,1	0,03 / 0,8
Nikkel	0,003 / 0,02	0,02 / 0,01	0,002 / 0,4	0,005 / 0,008	0,005 / 0,02
Bly	0,001 / 0,9	0,0002 / 0,02	0,0002 / 0,01	0,0005 / 0,01	0,0008 / 0,05

Tabel 8.6 viser, at de i denne undersøgelse fundne BCF-værdier er lavere end de tidligere anvendte for alle metaller og afgrøder undtagen nikkel i bønne (hvor BCF-værdien fra denne undersøgelse er større end den tidligere anvendte). For bly er der tale om en reduktion med en faktor 20-900, afhængigt af afgrøde.

Selvom tilgængeligheden af metaller i jorden kan have været forhøjet på grund af jordhåndteringen, viser denne undersøgelse, at de BCF-værdier, der er anvendt ved tidligere gennemførte humantoksikologiske vurderinger, for de fleste afgrøder og metaller er urealistisk høje.

8.5.3 Regressionsanalyser, optagelse fra jorden

Med henblik på at kvantificere betydningen af indtagelse af grøntsager fra jord med forureningsgrader i rådgivningsintervallet, blev der gennemført lineære regressionsanalyser for hvert enkelt metal i hver af de fem afgrøder. Det skal bemærkes, at en del af de data, der er anvendt ved beregningerne af koncentrationer i afgrøderne, er resultater af målinger, der var under den kvantitative detektionsgrænse, og at analyselaboratorierne understreger, at usikkerheden på værdierne under detektionsgrænsen er stor.

Resultaterne af regressionsanalyserne er vist i figurerne 8.1 - 8.4 og i tabel 8.7. På figurerne er angivet 95% konfidensintervaller (prædiktionsintervaller) samt korrelationskoefficient (r^2) og P-værdi for regressionen. P angiver sandsynligheden for, at variationen i koncentrationen i afgrøderne skyldes tilfældige årsager, mens r^2 giver et mål for, hvor godt den i regressionsanalysen fundne ligning beskriver sammenhængen mellem afgrødekonzentrationen og jordkoncentrationen. Tabel 8.7 giver en oversigt over r^2 - og P-værdier fra analyserne for alle metaller.

Tabel 8.7 Parametre fra regressionsanalyser af korrelationen mellem koncentration i jorden og koncentration i planterne for hvert metal og afgrøde.

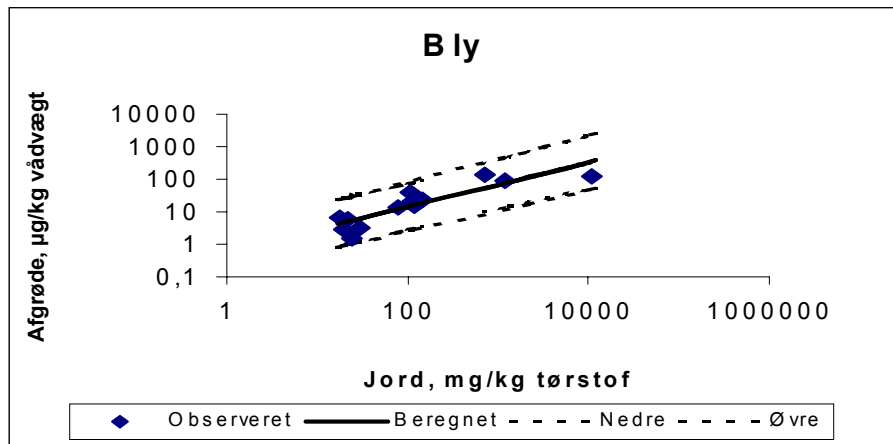
Metal	Afgørde, antal prøver													
	Radise n=15		Bønne n=15		Salat n=13		Kartoffel med skræl n=15		Kartoffel uden skræl n=15		Gulerod med skræl n=13		Gulerod uden skræl n=13	
Parameter	R ²	P	R ²	P	R ²	P	R ²	P	R ²	P	R ²	P	R ²	P
Cadmium	0,006	n.s.	0,07	n.s.	0,33	*	0,076	n.s.	0,04	n.s.	0,07	n.s.	0,37	n.s.
Krom	0,72	***	0,50	**	0,76	***	0,61	***	0,05	n.s.	0,76	***	0,70	**
Kobber	0,96	***	0,43	**	0,82	***	0,90	***	0,77	***	0,75	***	0,68	**
Nikkel	0,86	***	0,46	**	0,4	*	0,16	n.s.	0,43	**	0,87	***	0,81	***
Bly	0,82	***	0,79	***	0,78	***	0,96	***	0,40	*	0,74	***	0,58	*
Zink	0,77	***	0,71	***	0,71	***	0,83	***	0,80	***	0,78	***	0,88	***
Arsen	0,47	**	0,11	n.s.	0,30	*	0,37	*	0,12	n.s.	0,65	***	0,03	n.s.

n.s. = ikke signifikant - * = 0,05>P>0,01 - ** = 0,01>P>0,001 - *** = P<0,001

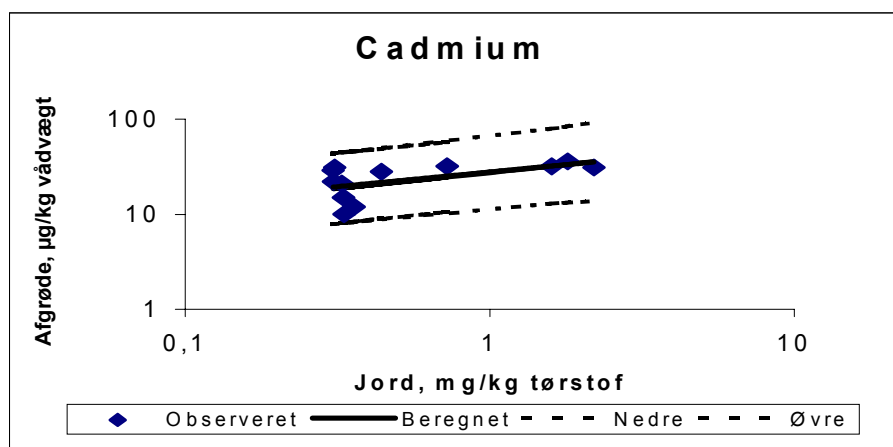
Tabel 8.7 viser, at der er signifikans ($P < 0.05$), og at korrelationen (r^2) er relativt høj for krom, kobber, bly og zink i næsten alle afgrøder. For nikkel og arsen er der signifikans i de fleste afgrøder, men korrelationen er generelt ringe. For cadmium er der ikke fundet nogen sammenhæng mellem koncentrationen i jorden og i afgrøderne, idet r^2 er lav for alle afgrøder, og sandsynligheden for, at variationen skyldes tilfældige årsager, kun er mindre end 0,05 i en enkelt afgrøde (salat). Radise og gulerod med skræl er de afgrøder, for hvilke der er fundet sammenhæng for de fleste metaller.

Resultaterne er illustreret i figur 8.2 - 8.6 for bly, cadmium og nikkel, der er de metaller, der har størst sundhedsmæssig interesse.

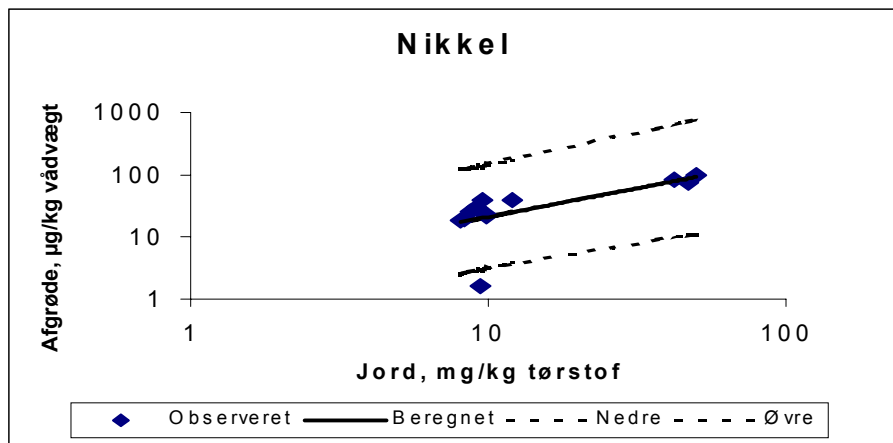
Resultaterne giver således mulighed for at estimere koncentrationer af metaller i afgrøderne ved forskellige koncentrationer i jorden – herunder ved afskæringskriteriet. Dette er anvendt til den humantoksikologiske vurdering (afsnit 13).



$R^2 = 0,78$ $P < 0,0001$

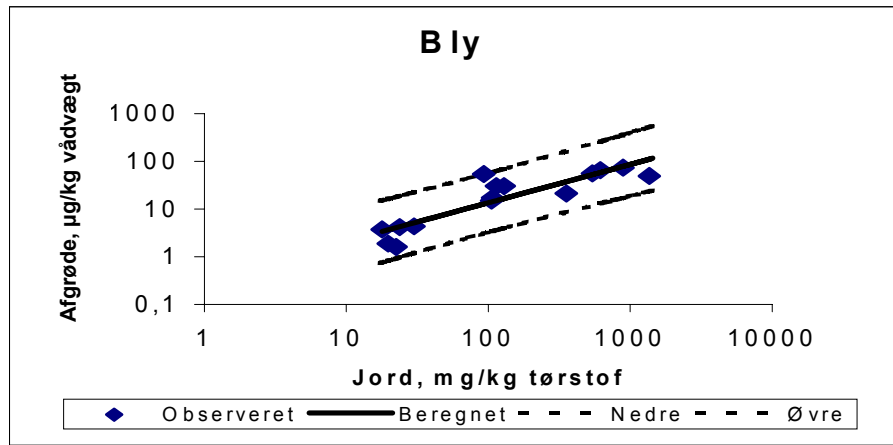


$R^2 = 0,33$ $P = 0,039$

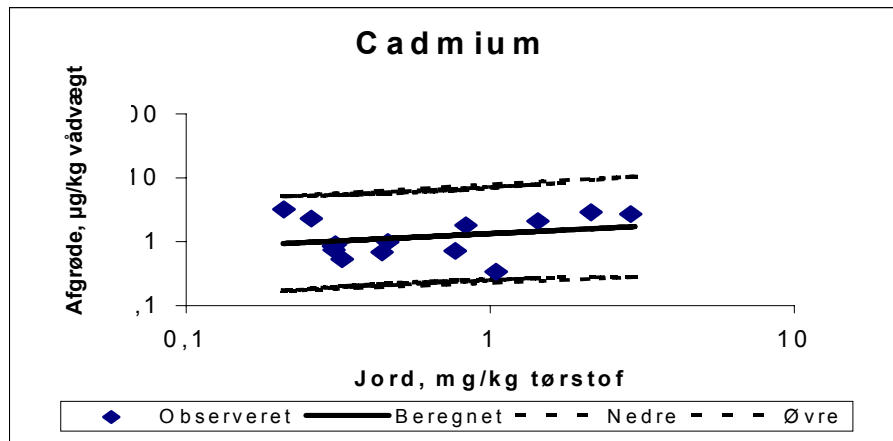


$R^2 = 0,4$ $P = 0,02$

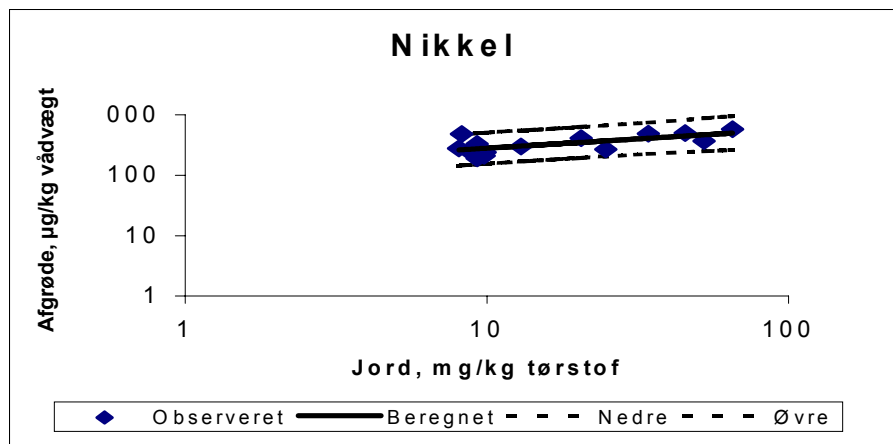
Figur 8.2 Regressionsanalyse, koncentrationer i jord og salat. Interval ler angiver 95% prædiktionsintervaller.



$R^2 = 0,79$ $P < 0,001$



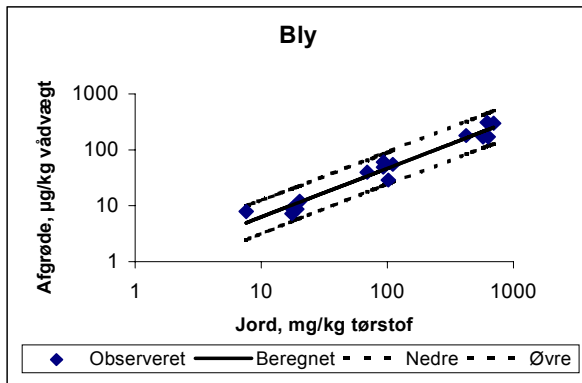
$R^2 = 0,07$ $P = 0,36$



$R^2 = 0,46$ $P = 0,006$

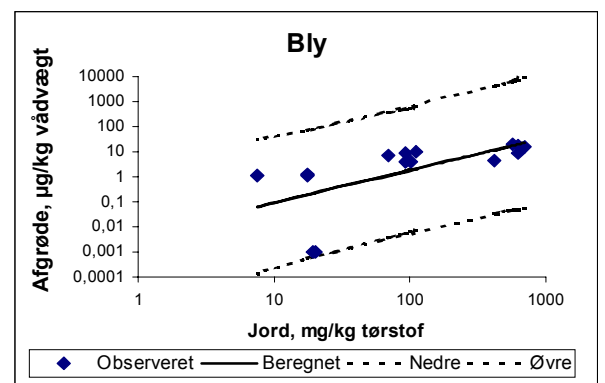
Figur 8.3 Regressionsanalyse, koncentrationer i jord og bønne. Intervaller angiver 95% prædiktionsintervaller.

Kartoffel med skræl

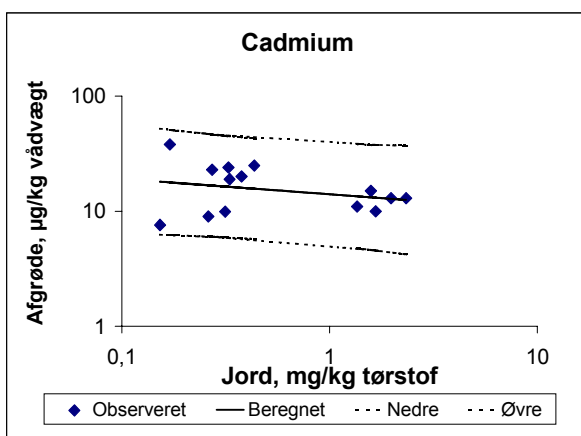


$R^2 = 0,96$ $P < 0,0001$

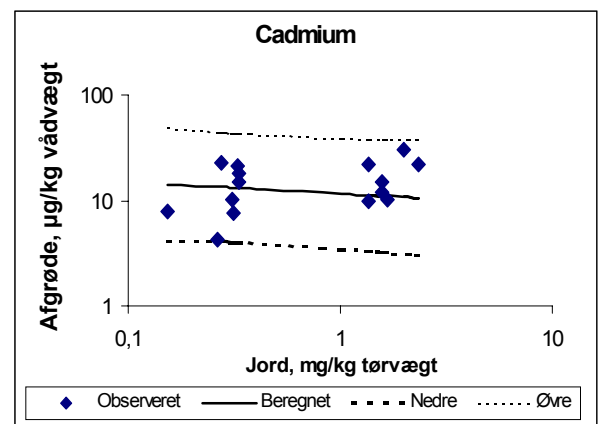
Kartoffel uden skræl



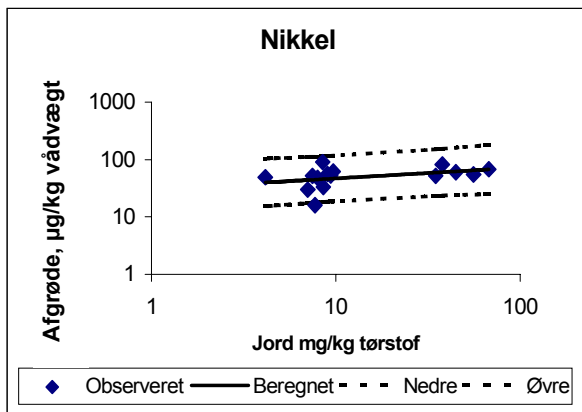
$R^2 = 0,62$ $P < 0,001$



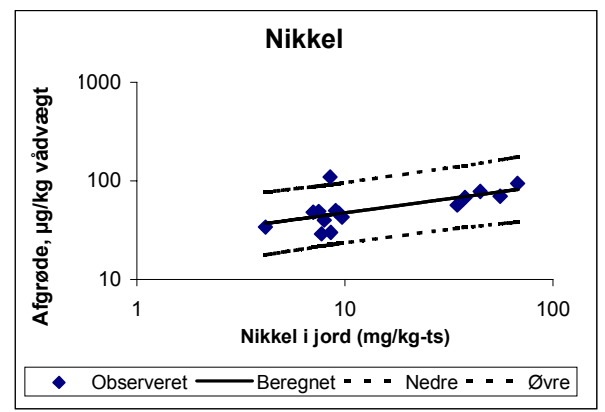
$R^2 = 0,076$ $P = 0,32$



$R^2 < 0,01$ $P < 0,99$



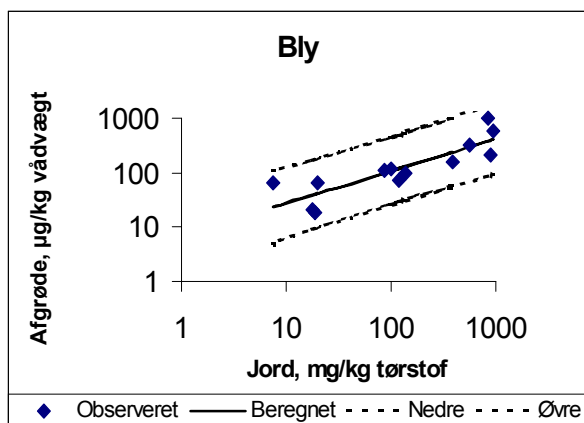
$R^2 = 0,16$ $P = 0,14$



$R^2 = 0,35$ $P < 0,02$

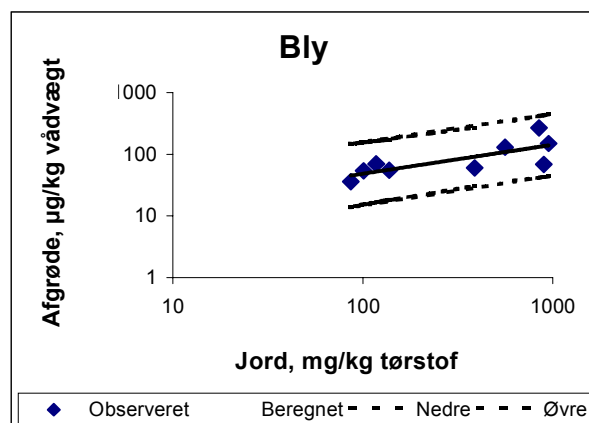
Figur 8.4 Regressionsanalyse, koncentrationer i jord og kartoffel med og uden skræl. Intervaller angiver 95% prædiktionsintervaller.

Gulerod med skræl

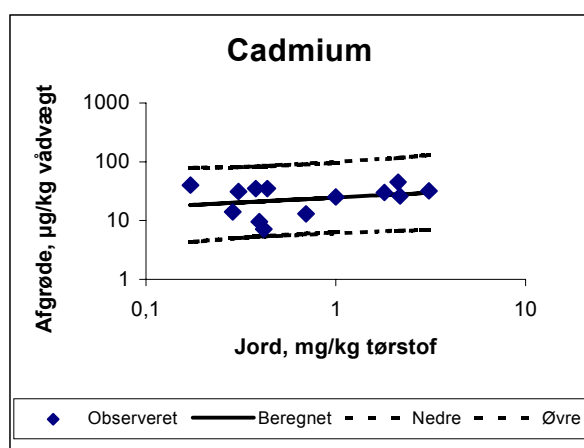


$R^2 = 0,74$ $P < 0,0002$

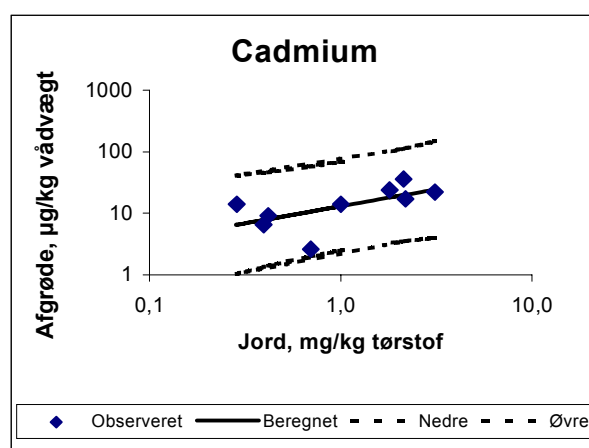
Gulerod uden skræl



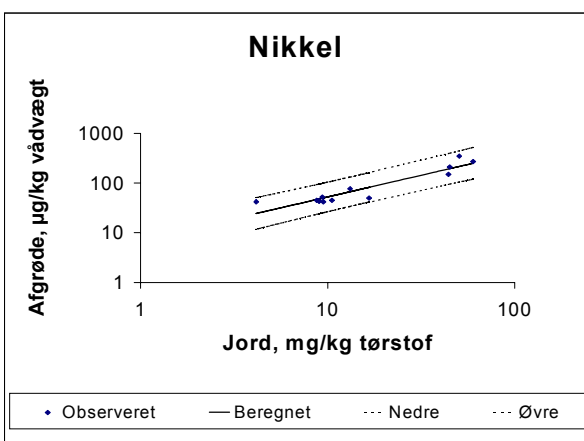
$R^2 = 0,58$ $P < 0,02$



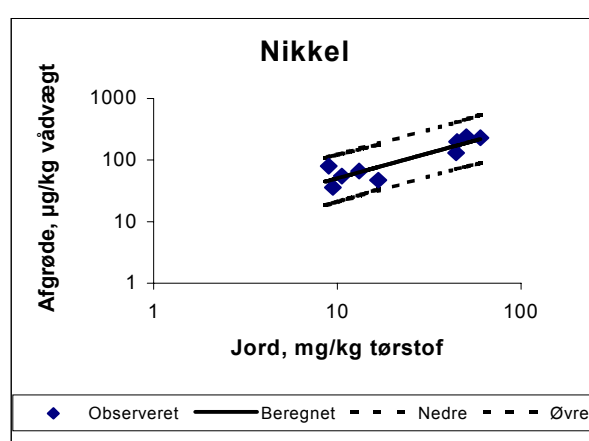
$R^2 = 0,07$ $P < 0,4$



$R^2 = 0,37$ $P < 0,08$

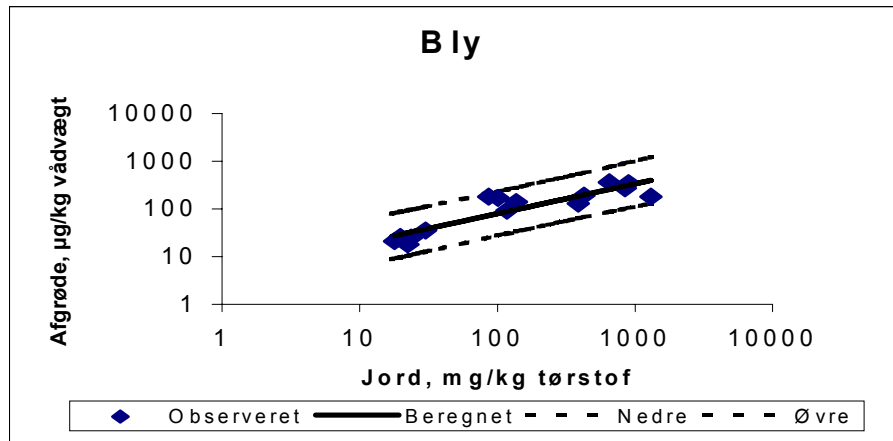


$R^2 = 0,87$ $P < 0,0001$

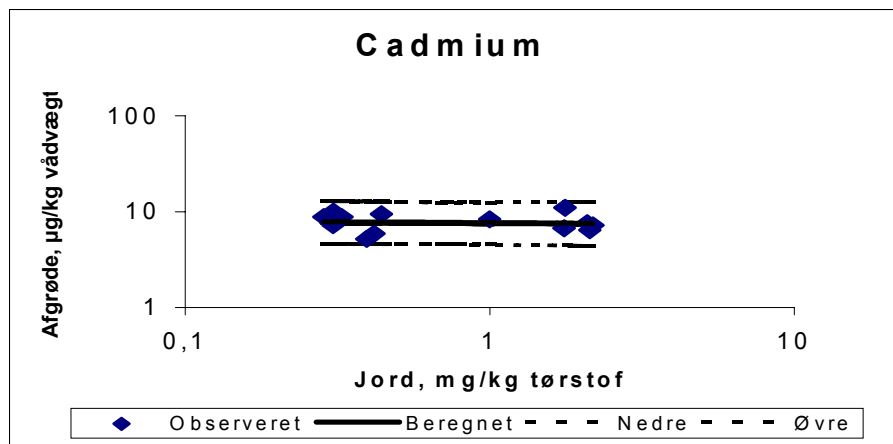


$R^2 = 0,81$ $P < 0,001$

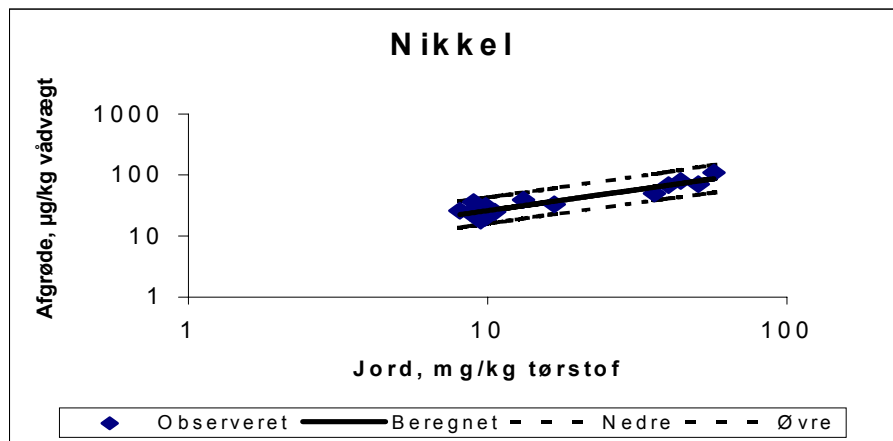
Figur 8.5 Regressionsanalyse, koncentrationer i jord og gulerod med og uden skræl. Interval ler angiver 95% prædiktionsinterval ler.



$R^2 = 0,82$ $P < 0,0001$



$R^2 = 0,006$ $P = 0,78$



$R^2 = 0,86$ $P < 0,0001$

Figur 8.6 Regressionsanalyse, koncentrationer i jord og radise. Intervaller angiver 95% prædiktionsintervaller.

8.5.4 Betydningen af jordbundsparametrene, PLS-analyse

Som beskrevet i afsnit 4 kan tilgængeligheden af forureningskomponenter i jorden være afhængig af jordens egenskaber såsom indhold af organisk materiale, ler og pH. Da vejledning vedrørende indtagelse af hjemmedyrkede grøntsager grundlæggende skal bygge på viden om koncentrationen af enkeltstoffer i jorden, var det relevant at undersøge, hvorvidt en eventuel opkoncentrering af stofferne i planter er afhængig af jordbundsparametrene i en sådan grad, at det har betydning for den humantoksikologiske vurdering.

8.5.4.1 Beregninger

Ved beregningerne blev der anvendt BCF-værdier fra hver enkelt delparcel ($BCF = \text{koncentrationen i planter } (K_p) / \text{koncentrationen i jord } (K_j)$). Da beregningerne var baseret på logaritmisk transformerede tal, blev BCF-værdierne beregnet som en differens ($\log BCF = \log K_p - \log K_j$).

De statistiske analyser blev udført ved hjælp af en Partial Least Square analyse (PLS), der er en såkaldt multivariat teknik (Eriksson et al. 1995). I stedet for at operere med én X-variabel og én Y-variabel, opereres der med en X-matrix og en Y-matrix, der hver især består af flere variable. Ved hjælp af denne analyse er det muligt at beskrive værdierne i en Y-matrix (her BCF-værdier) ud fra værdierne i en X-matrix (her jordbundsparametre). Der er tale om en form for regressionsanalyse, hvor samtlige parametre i X-matricen indgår på én gang, hvorved der i en flertrinsproces kan opnås et mål for den relative betydning af de enkelte parametre i X-matricen for Y-matricen. Med denne metode er der således mulighed for at "scanne" et stort antal variable i én proces, hvor den relative betydning af hver enkelt parameter kvantificeres.

I analysen blev der benyttet samhørende data fra hver enkelt delparcel med salat, bønne, radise og kartoffel. For hver planteart blev der gennemført en analyse og en model blev opstillet, hvorefter jordbundsparametrenes betydning for de metaller, for hvilke modellen gav bedst overensstemmelse, blev undersøgt. For en detaljeret beskrivelse henvises til bilag 5.

8.5.4.2 Resultater

PLS-analyserne viste, at jordbundsparametrene havde betydning for opkoncentrering af arsen og kobber i kartoffel og radise, mens de for kartoffel også havde betydning for nikkel og til dels cadmium. For både salat og bønne gjorde noget tilsvarende sig gældende for kobber og zink, mens modellen for salat også viste korrelation for cadmium og i mindre grad arsen.

For flere af metallerne i flere af afgrøderne viste PLS-analyserne, at høje værdier for indholdet af organisk stof, kationbytningssevne samt natrium, kalium, calcium og magnesium reducerer tilgængeligheden, mens der synes at være øget tilgængelighed i jorde med højere indhold af fine partikler (ler og silt).

Modellen for salat (der ikke omfattede data fra Valbyparkjorden) viste dog øget tilgængelighed med øget kationbytningssevne og øget magnesiumindhold,

ligesom den afveg fra hovedindtrykket af de øvrige modeller ved at vise betydning af pH (reduceret tilgængelighed ved øget pH).

Der blev ikke fundet nogen sammenhæng mellem blyoptagelsen og jordbundsparametrene.

PLS-analyserne viste således for flere metaller, men ikke for bly, at jordbundsparametrene kan være af betydning for tilgængeligheden, men generelt vurderes det, at de i afsnit 13 anlagte humantoksikologiske vurderinger er baseret på så konservative forudsætninger, at de vil være gældende også for andre jordtyper og afgrøder end de i forsøget anvendte.

8.5.5 Antallet af prøver fra de enkelte forsøgsled

Efter analyse af de første 5 prøver af hver afgrøde fra hver af de 3 jordtyper (dvs. i alt 15 plantep prøver med tilhørende jordprøver) blev betydningen af antallet af prøver for styrken af den statistiske fortolkning af resultaterne vurderet i relation til anvendelse af henholdsvis regressionsanalyser og variansanalyser. Disse beregninger er detaljeret beskrevet i bilag 5.

For regressionsanalyser viste beregningerne, at en fordobling af prøveantallet vil kunne reducere konfidensintervallernes bredde (forbedre estimatet) med størrelser, der svarede til højst 30% af middelværdien.

For variansanalyser viste beregningerne, at der med det foreliggende datasæt kan skelnes forskelle mellem middelværdier i størrelsesordenen 50% ændring, hvor der ved fordoblet prøveantal vil kunne skelnes ændringer i størrelsesordenen 40%. Den opnåede forbedring er altså begrænset til ca. 10%.

Der sås således ikke at være dokumentation for, at analyse af flere prøver fra forsøget ville øge styrken af de statistiske analyser væsentligt, og det blev besluttet ikke at analysere flere prøver.

8.5.6 Sammenligning med overvågnings-/grænseværdier og Overvågningssystemet

I tabel 8.8 er resultaterne af metalanalyserne sammenlignet med såvel de bekendtgørelses-fastlagte overvågnings-/grænseværdier som med resultater af Overvågningssystemet (Jørgensen *et. al* 2000, VFD 1999).

Tabel 8.8 er opstillet for at give et overblik over, hvorvidt de fundne metalkoncentrationer i grøntsagerne adskiller sig fra de bekendtgørelsesfastsatte overvågnings-/grænseværdier eller fra koncentrationer fundet i grøntsager, der kan købes i forretningerne.

Fra Overvågningssystemet har Fødevaredirektoratet stillet rådata til rådighed for bly, cadmium og nikkel. Sammenligningerne for disse er baseret på Tukey's t-test og signifikant forskel ($p < 0,05$) er angivet ved *. Tabellen er opbygget sådan, at dér hvor resultater fra forsøget er højere end den værdi, de sammenlignes med, er det angivet i tabellen, hvilke(n) af de tre forsøgs-jorde, dette har været tilfældet for, og eventuel statistisk signifikans er angivet ved *.

Der er ikke sammenligningsgrundlag for alle metaller, hvorfor der ikke har kunnet gennemføres sammenligninger i alle tilfælde; disse felter er tomme (hvide). Felter, hvor der har været et sammenligningsgrundlag, men hvor resultaterne fra forsøget i intet tilfælde er større end sammenligningsværdien, er markeret med grå tone.

Tabel 8.8 Resultater af dyrkningsforsøg med grøntsager – metal-analyser. Oversigt over resultater af analyser af grøntsager, dyrket i tre typer jord: "Valbyparken" (V) = stærkt forurenet, "Comet" (C) = mellem-forurenet og "Reference" (R) = ikke-forurenet jord. Resultaterne af analyser af prøver fra forsøget (data) sammenholdes med bekendtgørelses-fastlagte overvågnings-/grænseværdier (findes kun for bly og cadmium) samt med resultater af Fødevaredirektoratets Overvågningssystem (OS) (Jørgensen *et al.* 2000, VFD 1999). Bogstaver (V, C, R) i et felt angiver, at de målte koncentrationer i afgrøder numerisk overstiger henholdsvis overvågnings-/grænseværdi eller OS-data. Der er analyseret 5 prøver af hver afgrøde fra hver jordtype med undtagelse af salat, hvor der kun var 3 prøver fra Valbyparkjorden.

Metal	Overvågnings-/grænseværdi µg/kg vådvægt			Data middelværdi > overvågnings-/grænseværdi						
	Grønt inkl. gulerod	Blad-grønt	Kartoffel m. skræl	Radise	Bønne	Salat	Kartoffel med skræl	Kartoffel u/m skræl	Gulerod med skræl	Gulerod u/m skræl
Cadmium	100/-	100/-	60/-							
Krom	-	-	-							
Kobber	-	-	-							
Nikkel	-	-	-							
Bly	100 /200	200 /500	100 /100	CV/V			/V		CV/V	V/
Zink	-	-	-							
Arsen	-	-	-							

Metal	OS-middelværdi µg/kg vådvægt					Data middelværdi > OS-middelværdi						
	Radise ¹	Bønne	Salat	Kart. uden skræl	Gule. med skræl	Radise	Bønne	Salat	Kart. u/m skræl	Kart. uden skræl	Gule. med skræl	Gule. u/m skræl
Cadmium	20/90	1,7	23	20,5	20		V	VR	R	R	VR	V
Krom	<16	<16	23	-	<16	VCR	V	V			VCR	V
Kobber	400	570	510	520		V	VCR	VC	VCR	VCR	VCR	VC
Nikkel	51/68	167	12	50	51	V*	V*C*	V*CR	VR	VR	CV*	CV*
Bly	11/16	12	18	9	11	V*C*R	V*C*	V*C	V*C	V	V*C*R*	V*C*
Zink	3200	3900	5100	4300	3200	V	V	V	V	V	V	V
Arsen	-	-	-	-	-							

Grå felter: Middelværdien af resultaterne fra forsøget er < sammenligningsgrundlaget.
- = Data mangler.

Tomme felter: Data fra undersøgelsen findes, men sammenligningsgrundlag mangler.
u/m: Sammenligning foretaget mellem prøver uden og med skræl

1: For Cd, Cr, Ni og Pb foreligger der ikke overvågningsdata for radise. De citerede værdier er for gulerod/selleri. Ved sammenligning er anvendt den højeste af disse.

*: Forskellen mellem forsøgsdata og OS-data er statistisk signifikant på 5%-niveau (t-test).

Det ses af tabel 8.8, at bly fra de mest forurenede parceller optages i rodfrugterne, radise, kartoffel (med skræl) og gulerod (med og uden skræl) til niveauer, der overskrider de bekendtgørelsesfastlagte overvågnings- og/eller grænseværdier (100/200). Skrælning af kartoffel bringer blykoncentrationen langt under denne værdi for kartofler fra Valbyparkjord, nemlig til en middelværdi på 13 ng/g vådvægt (højest fundne blykoncentration var 19 ng/g), mens dette ikke er tilfældet for gulerod, hvor skrælningen af de små gulerødder dog sandsynligvis har været ufuldstændig (se afsnit 8.5.1).

Sammenlignes middelværdierne fra forsøget med middelværdierne fra Overvågningssystemet, er der kun et tilfælde, hvor forsøgsresultaterne for afgrøder med skræl slet ikke overstiger overvågningsprogrammets værdier (cadmium i radise). Skræling af rodfrugter fjerner dog langt det meste af metallerne, så indholdet af bly i kartoffel ikke alene kommer langt under overvågningsværdien men også på niveau med Overvågningssystemets resultater for kartoffel uden skræl. Middelværdien for kartoffel uden skræl (13 µg/kg) er ganske vist numerisk lidt højere end middelværdien fra Overvågningssystemet for kartoffel uden skræl (9 µg/kg), men forskellen er ikke signifikant (ingen * i feltet).

Selv afgrøder dyrket i Referencejorden havde koncentrationer af metaller, der var højere end Overvågningssystemets, hvorfor "R" optræder flere steder i tabellen. For salat og bønne kunne dette tyde på et bidrag fra luftdeposition i forsøget, men for gulerod, kartoffel og radise er dette ikke tilfældet. En forklaring kan være, at den ved forsøget anvendte jordbehandling (opgravning med efterfølgende udlægning i højbede og fræsning) har mobiliseret metallerne i jorden. For kartoffel kan det ikke udelukkes, at kobber, nikkel og cadmium har været optaget fra den underliggende jord, men der er ikke tale om statistisk signifikante forskelle.

For de metaller, hvor statistisk analyse er gennemført (cadmium, nikkel og bly), er der kun for bly i gulerod med skræl fundet statistisk signifikant højere koncentration i grøntsager fra Referencejorden i forsøget (middelværdi = 42 ng/g vådvægt) end i grøntsager, der markedsføres (11 ng/g vådvægt). Som omtalt var koncentrationsniveauet i gulerod fra forsøget generelt højt.

I grøntsager fra både Comet- og Valbyparkjorden er der fundet statistisk signifikant højere koncentrationer af et eller flere metaller i en eller flere afgrøder end i de tilsvarende varer, der markedsføres.

Resultaterne for metallerne cadmium, bly og nikkel er anvendt til de humantoksikologiske vurderinger af indtagelse af metaller fra grøntsager, dyrket på forurenede jord (afsnit 13). Resultaterne fra Valbyparkjord er anvendt som "værst tænkelige" situation. Den situation, der svarer til koncentrationer af metallerne ved afskæringskriterierne, er vurderet ud fra resultaterne fra regressionsanalyserne.

Sammenligningerne viser altså, at de i grøntsagerne målte koncentrationer af stofferne

- ikke overstiger overvågnings/grænseværdierne, når undtages rodfrugter med skræl
- i flere tilfælde overstiger de koncentrationer, der er fundet i markedsførte grøntsager.

8.6 PAH-forbindelser i grøntsager

8.6.1 Koncentrationer i grøntsagerne

Oversigter, der viser resultaterne af PAH-analyser af salat, squash, kartoffel med og uden skræl samt gulerod med og uden skræl er samlet i bilag 1, tabel B1.11 - B1.16, hvor middel-, median-, maksimum- og minimumværdier af

forsøgsresultaterne er medtaget, ligesom resultater af Tukey's t-test til sammenligning af de enkelte forsøgsled.

Tabel 8.9 - 8.11 viser middelværdier af PAH-koncentrationerne samt antal prøver fra hver af de tre jordtyper for hver af de 4 afgrøder.

I flere prøver er der konstateret spor af stoffet under detektionsgrænsen. I lighed med databehandlingen af resultaterne af metalanalyser er der fra analyselaboratoriet opgivet værdier for disse prøver, der er indgået i beregningerne. I tabel 8.9 - 8.11 er oplysninger herom markeret ved noter i tilfælde, hvor stoffet har kunnet konstateres og/eller måles i en eller flere prøver. For resultater under detektionsgrænsen uden noter har stoffet altså ikke kunnet konstateres i nogen prøve.

Tabel 8.9 PAH-koncentrationer i grøntsager dyrket i Referencejord (ikke-forurenet), middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt).

Stof	Afgøde, antal prøver (n)					
	Squash n=5	Salat n=5	Kartoffel med skræl n=5	Kartoffel uden skræl n=0	Gulerod med skræl n=4	Gulerod uden skræl n=0
Acenaphthylen	<0,525	<0,525	<0,525	-	<0,525 ¹	-
Fluoranthen	0,22	<0,144	1,9	-	0,22	-
Benzo(b+j)- fluoranthen	0,044	0,054	0,16	-	<0,027 ²	-
Benzo(k)- fluoranthen	<0,005	<0,005	<0,005	-	0,005 ²	-
Benzo(a)- pyren	<0,018 ¹	<0,018 ²	<0,018	-	<0,018 ²	-
Indeno(1,2,3- cd)-pyren	<0,2	<0,2	<0,2	-	<0,2	-

1: Stoffet er konstateret eller målt i alle prøver

2: Stoffet er målt i en enkelt prøve, men er ikke konstateret i andre

Tabel 8.10 PAH-koncentrationer i grøntsager, dyrket i Cometjord (mellem-forurenet), middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt).

Stof	Afgøde, antal prøver (n)					
	Squash n=5	Salat n=5	Kartoffel med skræl n=5	Kartoffel uden skræl n=5	Gulerod med skræl n=5	Gulerod uden skræl n=5
Acenaphthylen	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525 ¹	<0,525
Fluoranthen	0,36	0,22	1,7	<0,144 ¹	4,2	0,34
Benzo(b+j)- fluoranthen	0,052	0,31	0,65	0,05	1,4	0,09
Benzo(k)- fluoranthen	<0,005	0,07	0,32	0,03	0,66	0,04
Benzo(a)- pyren	0,032	0,11	0,78	0,04	1,4	0,08
Indeno(1,2,3- cd)-pyren	<0,2	<0,2	1,1	<0,2 ³	1,6	<0,2 ²

1: Stoffet er konstateret eller målt i alle prøver

2: Stoffet er målt i en enkelt prøve, men er ikke konstateret i andre

3: Stoffet er konstateret i de fleste prøver

Tabel 8.11 PAH-koncentrationer i grøntsager, dyrket i Valbyparkjord (stærkt forurennet), middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt).

Stof	Afgørde, antal prøver (n)					
	Squash n=5	Salat n=3	Kartoffel med skræl n=5	Kartoffel uden skræl n=5	Gulerod med skræl n=5	Gulerod uden skræl n=5
Acenaphthylen	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525 ¹	<0,525
Fluoranthen	0,25	4,9	1,7	0,18	4,2	0,92
Benzo(b+j)- fluoranthen	0,066	1,1	0,72	0,09	1,07	0,35
Benzo(k)- fluoranthen	0,012	0,5	0,37	0,05	0,6	0,19
Benzo(a)-pyren	0,046	3,0	0,62	0,11	1,3	0,41
Indeno(1,2,3- cd)-pyren	<0,2	<0,2	1,0	<0,2 ¹	1,5	0,26

1: Stoffet er konstateret i alle prøver

Resultaterne viste, at PAH-forbindelserne fandtes i højere koncentrationer i alle typer grøntsager, der var dyrket i de forurenede jorde, end i grøntsager, der var dyrket i referencejorden. Desuden viste de, at skrælning af rodfrugter (kartoffel og gulerod) fjernede det meste af forureningen. De relativt høje koncentrationer i gulerod uden skræl kan skyldes ufuldstændig skrælning af de små gulerødder.

Koncentrationerne af PAH-forbindelser var dog kun stigende med stigende koncentration i jorden i salat og squash samt i rodfrugter uden skræl (gulerod og kartoffel). I rodfrugterne med skræl var koncentrationsniveauerne ikke højere i afgrøder fra den stærkt forurenede jord end i afgrøder fra den mellemforurenede jord.

PAH-forbindelserne var valgt som repræsentanter for grupper med stigende molekylstørrelse, acenaphthylen (3 ringe), fluoranthen (4 ringe), benzo(b+j+k)fluoranthen (5 ringe), benzo(a)pyren (5 ringe) og indeno(1,2,3-cd)pyren (6 ringe), da optagelse og transport i planter af PAH-forbindelser falder med stigende molekylstørrelse.

Resultaterne for acenaphthylen (3 ringe) var alle under detektionsgrænsen (0,525 µg/kg vådvægt), og gulerod med skræl var de eneste prøver, stoffet blev konstateret eller målt i. Dette kan skyldes analytiske problemer, idet stoffet dels kan fordampe under ekstraktionen, dels har interferens med stoffer i planterne. For denne forbindelse er resultaterne således ikke konklusive.

Den mest mobile af de øvrige forbindelser, fluoranthen, blev målt i alle afgrøder fra alle jorde, hvor den var den forbindelse, der målt i de højeste koncentrationer, mens de 5- og 6-ringede forbindelser blev målt i aftagende koncentrationer. Den mindst mobile (indeno(1,2,3-cd)pyren) blev kun konstateret eller målt i rodfrugter, der havde været i direkte kontakt med jorden gennem hele vækstperioden, og koncentrationen blev reduceret kraftigt ved skrælning.

8.6.1.1 Rodfrugter

Generelt ligger koncentrationerne lavere i kartoffel end i gulerod, hvor der for benzo(a)pyren er tale om middelværdier på 0,6-0,8 µg/kg og 1,3-1,4 µg/kg for henholdsvis kartoffel og gulerod fra de forurenede parceller. I prøver fra Referencejorden kunne der ikke konstateres benzo(a)pyren i nogen af kartoffelprøverne, mens der i en enkelt prøve af gulerod blev målt 0,04 µg/kg. De prøver af gulerod, der var udvalgt til PAH-analyser, var de mest "normale" af de høstede, men også blandt disse var der en del meget små eksemplarer.

Koncentrationerne skal dog også ses i relation til koncentrationen i jorden i de delparceller, afgrøderne har vokset i. Gulerødderne havde vokset i delparceller, der gennemgående var mere forurenede end de delparceller, kartoflerne havde vokset i - både i Cometjord og Valbyparkjord (tabel 8.12).

Tabel 8.12 Koncentrationer af PAH-forbindelser i jorden i delparceller af Comet- og Valbyparkjord med henholdsvis kartoffel og gulerod, middelværdier. Enhed: mg/kg tørvægt.

PAH-forbindelse	Cometjord		Valbyparkjord	
	Gulerod	Kartoffel	Gulerod	Kartoffel
Acenaphthylen	0,23	0,20	2,3	0,62
Fluoranthen	2,8	2,6	15	13
Benzo(b+j+k)-fluoranthen	4,4	4,0	23	18
Benzo(a)-pyren	1,8	1,6	8,3	5,4
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	2,0	1,7	7,4	5,4

Den tilfældige fordeling af afgrøderne over de enkelte parceller kombineret med den store variation i jordkoncentrationer mellem delparcellerne inden for parcellerne havde i dette tilfælde bevirket, at gulerødderne havde vokset i jord, der var mere forurenede end den, kartoflerne voksede i.

PAH-analyser af prøver af skrællet gulerod og kartoffel (tabel 8.10 – 8.11 samt Tabel B1.11) fra de to forurenede jorde viste, at skrælning - i lighed med, hvad der blev fundet for metallerne - fjerner det meste af forureningen, specielt de større PAH-forbindelser, der ikke er så mobile som de mindre PAH-forbindelser. De højeste koncentrationer af benzo(a)pyren i skrællet gulerod (op til 1 µg/kg vådvægt i en prøve fra Valbyparkjord) blev fundet i prøver af de mindste gulerødder, hvorfor der sandsynligvis er tale om, at skrælningen i laboratoriet ikke har været fuldstændig.

8.6.1.2 Salat og squash

Koncentrationsniveauerne i salat og squash lå generelt under niveauet for rodfrugterne, når der ses bort fra salat fra Valbyparkjorden (3 µg/kg benzo(a)pyren), hvor væksten var ringe (jf. afsnit 8.5).

I salat var koncentrationerne af de målte stoffer højere end i squash, f.eks. var benzo(a)pyrenkoncentrationen i de to afgrøder fra Cometjorden 0,11 henholdsvis 0,03 µg/kg.

For disse afgrøder kan luftforurening have bidraget til de fundne koncentrationer. De lave niveauer i prøverne fra Referencejorden giver ikke mulighed for at beregne et eventuelt bidrag fra atmosfærisk deposition. I squash blev der målt fluoranthen og konstateret benzo(a)pyren i alle prøver fra Referencejorden, og disse forekomster kunne skyldes bidrag fra atmosfærisk deposition. At der ikke er fundet tilsvarende resultater for salat kan skyldes, at de salathoveder, der er analyseret fra Referencejorden, var fine, tætte salathoveder, hvor overflade-rumfangs-forholdet har været ganske lavt.

8.6.2 Opkoncentrering i planterne, BCF-værdier

8.6.2.1 Beregninger

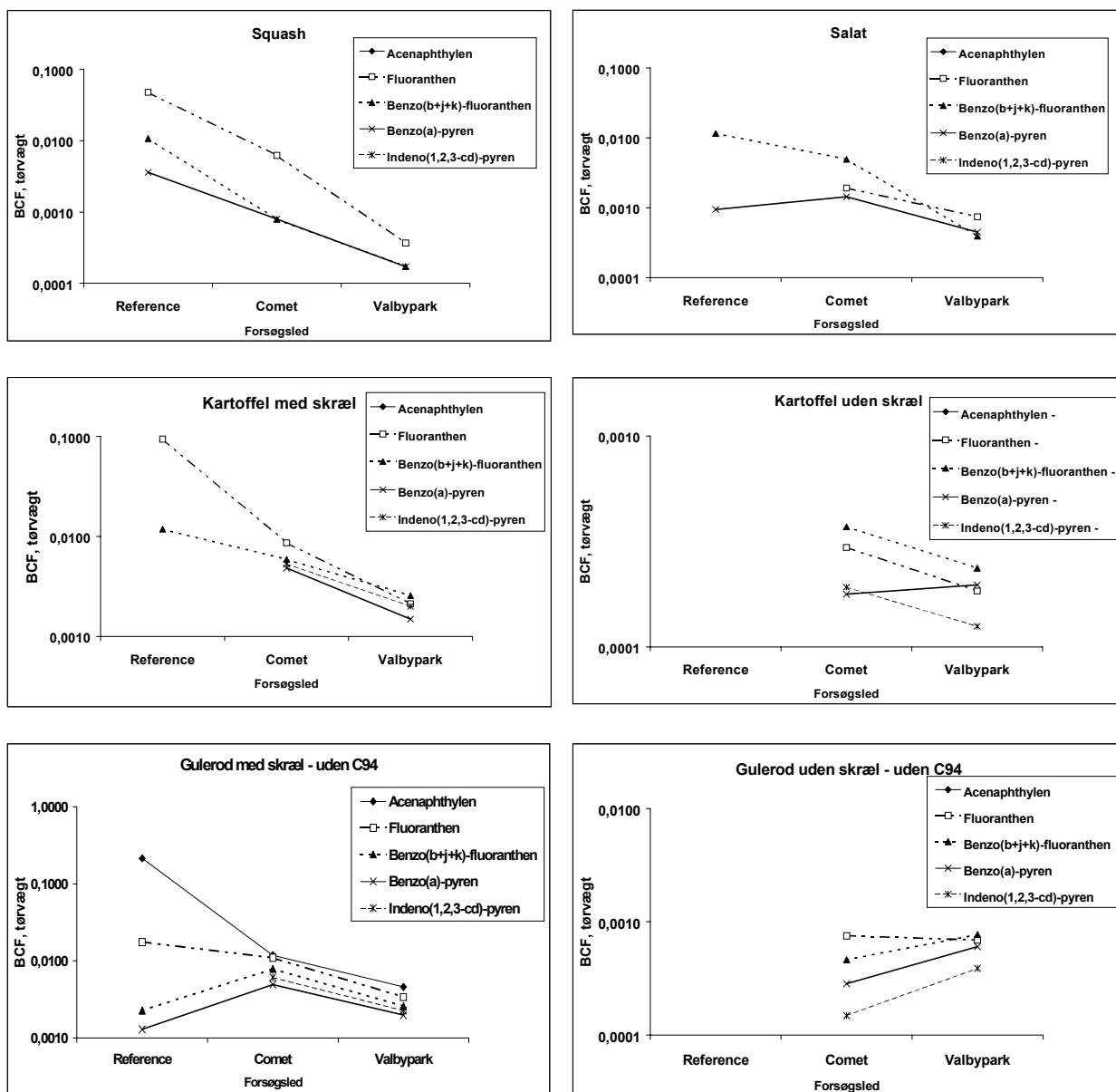
BCF-værdier er beregnet som for metallerne: For hvert enkelt samhørende par af planteprov og jordprov, hvorefter middelværdierne af disse er beregnet, og beregningerne er baseret på planternes tørvægt. På enkelte prøver blev der ikke målt tørvægt. Værdierne for disse er estimeret ud fra sammenligning med tilsvarende prøver (se bilag 1, tabel B1.11 - 16).

Da analyserne af benzo(b+j+k)fluoranthen var opdelt forskelligt i jordanalyser og planteanalyser, er disse samlet til én parameter i BCF-beregningerne.

Resultaterne fra en enkelt delparcel med gulerod (C94) blev ikke medtaget i BCF-beregningerne, og indgår således ikke i resultaterne i dette afsnit. Med resultaterne fra denne delparcel var Middelværdien af BCF-værdierne fra Cometjorden 20-40 gange højere end BCF-værdierne fra Valbyparkjorden for gulerod med skræl. For kartoffel med skræl var forholdet BCF-Comet/BCF-Valbypark 2,5-4,5. Rådata viste, at koncentrationsniveauet i gulerødderne fra de enkelte delparceller var relativt ensartet, men at koncentrationerne i den ene jordprov (C94) var 1/50 af koncentrationerne i de øvrige fire jordprøver, og nærmest på niveau med Referencejorden. De beregnede BCF-værdier for denne delparcel blev følgelig omtrent 50 gange så høj som de øvrige. Variationen mellem delparcellerne i Cometjorden var stor (tabel B1.2), men denne prøve var den eneste, der lå på et så lavt niveau.

8.6.2.2 Resultater

De beregnede BCF-værdier (baseret på tørvægt) er vist i figur 8.7. De lå i alle tilfælde under 0,1. Hvor hovedindtrykket af PAH-koncentrationerne i afgrøderne er en stigende tendens fra Referencejorden over Cometjorden til Valbyparkjorden (tabel 8.9 - 8.11), er dette ikke tilfældet for opkoncentreringen, idet denne i de fleste tilfælde falder med stigende koncentration af stofferne i jorden. Dette svarer til tendensen for metallerne, og hvad der generelt er fundet – også for organiske stoffer som PAH-forbindelserne i jord (O'Connor 1996). Endvidere kan stoffernes tilgængelighed have været lavere i Valbyparkjorden (klumper) end i Cometjorden.



Figur 8.7 BCF-værdier baseret på tør vægt for de fire afgrøder afbildet på logaritmiske akser.

BCF-værdierne fra Referencejorden for de store PAH-forbindelser (specielt benzo(a)pyren og indeno(1,2,3-cd)pyren) var i de fleste tilfælde meget lave (nær 0). Derfor ses for disse stoffer stigende BCF-værdier fra Referencejorden til Cometjorden på figur 8.7, hvilket er i overensstemmelse med den mætningskinetik, der er diskuteret i afsnit 8.5.2.

For gulerod uden skræl var BCF-værdierne højere i prøver fra Valbyparkjorden end i prøver fra Cometjorden, hvilket kan skyldes ufuldstændig skrælning af de meget små gulerødder fra Valbyparkjorden.

I Referencejorden, hvor de målte koncentrationer af de fleste stoffer i planterne var meget lave, og hvor atmosfærisk deposition kan have bidraget til

de fundne koncentrationer i salat og squash, var der ikke noget generelt forhold mellem opkoncentreringen i de enkelte afgrøder, men i de to forurenede jorde var BCF-værdierne i salat generelt højere end i squash (2-6 gange) og BCF-værdierne for kartoffel og gulerod var højere end i salat (3-4 gange).

Opkoncentreringen i gulerod og kartoffel var derimod på samme niveau i de forurenede jorde. BCF-beregningerne viser, at grunden til de høje koncentrationer i gulerod sammenholdt med kartoffel ikke er væsentligt højere opkoncentrering i gulerod end i kartoffel, men at gulerødderne har vokset i de mest forurenede parceller – specielt i Valbyparkjorden, som vist i tabel 8.12.

Salat var udvalgt som "værst tænkelige" bladafgrøde med hensyn til eksponering for jordstøv og jordstænk på bladene med efterfølgende optagelse fra jordpartiklerne i bladene. Forekomsten af de ikke-rodoptagelige forbindelser (benzo(b+j+k)fluoranthren og benzo(a)pyren) i salat i relativt høje koncentrationer tyder på en sådan direkte eksponering af bladene for jordpartikler. BCF-værdierne for disse stoffer i salat lå lavere end BCF-værdierne for kartoffel og gulerod, specielt i salat fra Valbyparkjord, hvor der var tale om en faktor 3-6 for de forskellige stoffer. For salat fra Valbyparkjorden er der altså fundet lave BCF-værdier trods høje koncentrationer i planterne. Dette skyldes - som for gulerod, at de få salatplanter, der var udviklede, stammede fra delparceller med meget høje PAH-koncentrationer i jorden.

Squash var udvalgt som den afgrøde, hvoraf frugterne anvendes, der kunne repræsentere en "værst tænkelige" art med hensyn til optagelse og transport i planten af PAH-forbindelser, idet squash og græskar er de eneste planter, hvor man har påvist optagelse og transport af stærkt fedtopløselige forbindelser i planten (Hülster *et al.* 1994).

Eksponering af frugterne for jordstænk er – sammenholdt med salat – minimal af to grunde. Dels er de spiselige dele af salat eksponeret for jordstænk og støv gennem hele vækstsæsonen, hvor squashens frugter først dannes relativt sent, dels er overflade/rumfangsforholdet meget større for salatblade end for squash-frugter. Endvidere vil salatbladene i en roset holde på eventuelle jordpartikler, mens jord på ydersiden af squashfrugterne ikke fastholdes på samme måde. Mange squash-frugter hviler på jorden sidst på vækstsæsonen, og kan derfor være direkte eksponeret for jorden på den nedadvendende side, men denne eksponering er relativt kortvarig. Derfor må squash-frugterne anses for at være væsentligt mindre eksponeret for jordpartikler end salatblade. For squash, der kun i ringe grad var direkte eksponeret for jordstøv og -stænk, lå BCF-værdierne en faktor 2-6 lavere end de tilsvarende for salat. BCF-værdien for fluoranthren var dog højest i squash fra Cometjord (3 gange værdien for salat), men dette var ikke tilfældet for Valbyparkjord.

At BCF-værdierne for squash ikke er væsentligt mindre i forhold til salat kunne derfor tyde på, at der er sket optagelse gennem rødderne og transport til frugterne af benzo(b+j+k)fluoranthren og benzo(a)pyren.

8.6.2.3 Andre undersøgelser

Undersøgelser, der er sammenlignelige med den her beskrevne, er sparsomme i litteraturen, da de fleste forsøg, der er beskrevet med forurenede jord, er laboratorie- eller væksthuseforsøg eller forsøg på slamgødede marker. For PAH-forbindelsernes vedkommende er næsten alle forsøg gennemført med spildevandsslam (f.eks. Wild *et al.* 1990, 1992, Wild & Jones 1992, Goodin & Webber 1995), hvor tilgængeligheden af stofferne ikke umiddelbart kan forventes at være sammenlignelig med den i diffust forurenede jord (som Cometjorden) eller lossepladsjord (Valbyparkjorden). Der foreligger dog en enkelt tysk undersøgelse, hvor forurenede jord blev anvendt til dyrkning af en række have- og landbrugsafgrøder (Delschen *et al.* 1996, 1999, Trapp *et al.* 1998). Denne undersøgelse indeholdt forsøgsled med rent sand, med ikke-forurenede jord og med forurenede jord i 0-30 cm dybde (benzo(a)pyren: 5 mg/kg tørvægt). Desuden blev den atmosfæriske deposition af de 15 PAH-forbindelser, der indgik i undersøgelsen, målt, og forsøgsled, hvor den forurenede jord var dækket af et tyndt lag sand gav mulighed for at kvantificere betydningen af jordstænk, ligesom et enkelt forsøgsled gav mulighed for at vurdere optagelsen fra dybere jordlag, idet den forurenede jord her lå i 30-60 cm dybde (Delschen *et al.* 1999).

I denne undersøgelse blev der vist klar sammenhæng mellem atmosfærisk deposition og koncentration af de enkelte PAH-forbindelser i bladafgrøder fra sand og ikke-forurenede jord (Delschen *et al.* 1999). Forsøgene med afdækning af den forurenede overflade viste, at eksponeringsvejen for bladafgrøder for alle PAH-forbindelserne var via jordpartikler på bladene, samt at de 4-ringede PAH-forbindelser fluoranthen og pyren i Zucchini (beslægtet med squash) blev optaget i rødderne og transporteret til frugterne. Dette blev ikke påvist for de større PAH-forbindelser (Delschen *et al.* 1999).

For gulerod med skræl var der god overensstemmelse mellem resultaterne fra denne undersøgelse og den tyske.

BCF-værdierne for salat i den tyske undersøgelse lå derimod en faktor 10 over de i denne undersøgelse fundne værdier. Forskellen i resultaterne for salat kan være betinget af sortsforskelle. Den sort, der har været brugt i de tyske undersøgelser (Trapp *et al.* 1998) kan have haft mere åbne hoveder end den her anvendte sort, så eksponeringen for jordstænk har været større, eller der kan være tale om fysiologiske sortsforskelle (Ryan *et al.* 1988). Den her anvendte sort har muligvis ikke været den "værst tænkelige" salatsort.

I den tyske undersøgelse fandt man lavere BCF-værdier for kartoffel end for gulerod, men størrelsen af disse er ikke opgivet (Trapp *et al.* 1998).

8.6.2.4 Tidligere anvendte BCF-værdier

De BCF-værdier, der tidligere er anvendt ved humantoksikologiske vurderinger i forbindelse med forurennet jord (Miljøstyrelsen 1996), er som omtalt i indledningen baseret på et meget konservativt grundlag, og projektets formål var at etablere et mere realistisk grundlag for eksponeringsvurderingen. Blandt PAH-forbindelserne indgik kun benzo(a)pyren i de tidligere vurderinger.

I tabel 8.14 er BCF-værdier baseret på vådvægt for benzo(a)pyren fra denne undersøgelse og fra Miljøstyrelsen (1996) sammenholdt. I tabellen er BCF-værdierne fra Cometjorden anvendt, da koncentrationen af PAH-forbindelserne i denne ligger nærmest på rådgivningsintervallet, og da resultaterne for salat og gulerod med skræl er baseret på relativt normalt udviklede planter. Derfor kan de for denne jord opnåede BCF-værdier anses for mest realistiske i forbindelse med en vejledningssituation.

Tabel 8.14 BCF-værdier, baseret på vådvægt fra denne undersøgelse (Cometjord) og fra Miljøstyrelsen (1996).

Stof	BCF-værdier baseret på vådvægt			
	Denne undersøgelse / Miljøstyrelsen 1996			
	Squash	Salat	Kartoffel med skræl	Gulerod med skræl
Benzo(a)pyren	0,00005 / 0	0,0001 / -	0,0009 / 0,0018	0,0006 / 0,001

∴ Ingen værdi i kilden

Datagrundlaget, der lå til grund for den tidligere vurdering var for benzo(a)pyrens vedkommende meget begrænset, hvorfor der ikke forelå nogen BCF-værdi for salat. For squash var BCF-værdien estimeret ud fra et enkelt forsøg med melon i vandkultur, idet Hülster *et als* (1994) undersøgelser med squash ikke indgik i datagrundlaget, da de ikke omfattede PAH-forbindelser (Miljøstyrelsen 1996).

For squash og salat har undersøgelsen således tilvejebragt et datagrundlag, der ikke forelå forud, og for gulerod og kartoffel er der fundet mere realistiske BCF-værdier på cirka 50% af de tidligere anvendte.

8.6.3 Anvendelse af resultaterne til humantoksikologiske vurderinger

Da der ikke fandtes nogen korrelation mellem koncentration i afgrøder og koncentration i jorden for den afgrøde, der indtages mest af (kartoffel), blev der ikke gennemført regressionsanalyser for PAH-forbindelserne med henblik på den humantoksikologiske vurdering.

Det blev besluttet at basere den humantoksikologiske vurdering (afsnit 13) på resultaterne fra Cometjord samt på resultaterne for benzo(a)pyren alene. Middelværdien af benzo(a)pyren-koncentrationen i Cometjord (2,1 mg/kg tørstof) var ca. dobbelt så høj som afskæringskriteriet for dette stof (1 mg/kg tørstof). Derfor vil en eventuel betydning af jordbundsparametrene for tilgængeligheden af stofferne være relativt ubetydelig, og der blev ikke gennemført statistiske analyser til undersøgelse heraf.

9 Metaller i frugt, København - metoder

Baggrunden for tilrettelæggelsen af denne undersøgelse er beskrevet i detaljer i bilag 6.

9.1 Formål

Formålet med undersøgelseerne var det samme som beskrevet i kapitel 2, nemlig at tilvejebringe et datamateriale, der kan anvendes som grundlag for vejledning i forbindelse med anvendelse af jordarealer, der er forurenet med et eller flere metaller eller PAH-forbindelser i en sådan grad, at den falder inden for "rådgivningsintervallet" som beskrevet af Miljøstyrelsen (2000). Resultaterne skulle endvidere sammenholdes med de overvågnings- og/eller grænseværdier, der er fastsat af Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri (1999) samt med resultaterne af det overvågningssystem for levnedsmidler, som Fødevarerdirektoratet har etableret (Jørgensen *et al.* 2000).

Ved undersøgelseerne skulle der frembringes data til belysning af sammenhængen mellem indhold af metaller og PAH-forbindelser i jord og koncentrationer af stofferne i grøntsager og frugt. Herunder skulle der inddrages forsøgsled, der gav mulighed for vurdering af betydningen af atmosfærisk deposition.

Resultaterne af undersøgelseerne skulle endvidere anvendes som grundlag for humantoksikologiske vurderinger af et eventuelt merindtag af de undersøgte stoffer som følge af indtagelse af afgrøder, som er dyrket på forurenet jord.

Den i dette afsnit beskrevne undersøgelse omfattede udelukkende metaller. En supplerende undersøgelse, der omfattede PAH-forbindelser er beskrevet i afsnit 10.

9.2 Baggrund

Udgangspunktet for undersøgelsen var resultater af analyser af prøver af frugt og bær fra stærkt forurenet jord, der tydede på, at metaller fra jorden ikke optages og opkoncentreres i væsentlig grad i frugt og bær (se afsnit 3).

Undersøgelsen blev anlagt med henblik på at belyse, hvorvidt dette var tilfældet - selv i stærkt forurenet jord. Den blev derfor baseret på indsamling af et stort antal prøver fra stærkt forurenede grunde og et mindre antal fra (næsten) rene grunde og "middelforurenede" grunde.

Prøverne fra de (næsten) rene grunde blev medtaget for at give et mål for eventuelt bidrag fra atmosfærisk belastning.

9.3 Områder, der indgik i undersøgelsen

Indsamlingen af frugt, bær og nødder til analyse for metaller foregik i kolonihaver, der var anlagt på forurenede jord i Københavns Kommune.

Udvælgelsen blev baseret på Københavns Kommunes kortlægning af jordforureningen i 41 haveforeninger, hvor metallerne bly, cadmium, kobber, krom, kviksølv, nikkel og zink var målt.

Blandt disse blev der udvalgt 9 haveforeninger ud fra forureningsgraden i jorden, så der var syv stærkt forurenede (heriblandt Kalvebod), én "mellemforurenede" og én meget lavt forurenede (Brønshøjholm). Ved udvælgelsen blev der lagt vægt på koncentrationerne af bly og cadmium. Koncentrationerne af metaller i de udvalgte haveforeninger er samlet i bilag 2, tabel B2.1. Denne oprindelige gruppering af haveforeningerne, der var baseret på bly og cadmium, var ikke gældende for alle metaller, idet forekomsten af de enkelte metaller varierede inden for de oprindelige grupper.

Ved databehandlingen blev haveforeningerne derfor sorteret forskelligt for hvert metal, så deres placering i hver af de tre grupper "lavt forurenede", "mellemforurenede" og "stærkt forurenede" var forskellig for forskellige metaller. Grupperingen er angivet i bilag 2, tabel B2.1.

Haveforeningen Kalvebod, hvorfra der tidligere var indsamlet prøver af frugt, var oprindeligt udvalgt blandt de stærkt forurenede haveforeninger, der indgik i undersøgelsen.

9.4 Afgrøder, der indgik i undersøgelsen

Følgende kriterier blev lagt til grund for udvælgelse af frugt (inkl. bær og nødder):

1. Forekomst i kolonihaver.
2. Frugter m.v., der er udsat for eksponering fra jorden ad forskellige eksponeringsveje (via vandoptagelse, via vandoptagelse + jordstænk), og som er udsat for eksponering fra atmosfærisk deposition i forskellig grad.
3. Systematisk slægtskab mellem arterne, så der ikke blev valgt mere end én repræsentant fra hver familie – med mindre der var tale om forskellig eksponering.
4. Endvidere måtte der tages hensyn til, at undersøgelsen blev igangsat i slutningen af august måned, hvilket indebærer, at der kun kunne indsamles prøver af frugt og bær, for hvilke høstsæsonen ligger efter august måned.

På denne baggrund blev der udvalgt repræsentanter for en række plantefamilier med forskellig frugttype som vist i tabel 9.1.

Tabel 9.1 Oversigt over afgrøder, der var udvalgt til undersøgelsen i København 1999.

Familie	Hassel	Ribs	Rosen	Kernefrugt	Stenfrugt	Gedeblad
Art	Hasselnød	-	Brombær	Pære	Blomme	Hyldebær

Jordbær, ribs, solbær, stikkelsbær og jostybær, der alle er eksponeret direkte for jorden i betydelig grad, kunne ikke indsamles systematisk på grund af tidspunktet for undersøgelsens igangsættelse, og var derfor ikke udvalgt. Der blev dog indsamlet prøver af ribs, solbær, stikkelsbær og jostybær i det omfang, de fandtes på indsamlingstidspunktet.

9.5 Prøvetagnings- og analysestrategi

Frugtundersøgelsens tilrettelæggelse tog udgangspunkt i en prøvetagnings- og analysestrategi, der var udviklet i samarbejde med biostatistikeren Jørgen Hilden fra Biostatistisk Afdeling, Københavns Universitet.

Prøvetagnings-strategien var baseret på, at der skulle udtages et relativt stort antal prøver fra grunde, der var stærkt forurenede, og et mindre antal fra grunde, der var "mellem-forurenede" og ikke-forurenede.

I princippet skulle der indsamles prøver fra fire haveforeninger på stærkt forurenede grunde og fra én på hver af de andre typer jord. (I praksis blev det til syv stærkt forurenede haveforeninger.) Hver haveforening skulle om muligt opdeles i to halvdele, der igen opdeltes i kvadranter. Herved afgrænsedes 8 områder i hver haveforening, hvorfra der skulle udtages en prøve af hver type frugt og bær. Der skulle således udtages 32 prøver af hver afgrøde fra stærkt forurenede grunde og 8 prøver fra hver af de to andre forureningsgrader, i alt 48 prøver af hver type frugt og bær.

Analyserne skulle herefter gennemføres i to runder: Første runde, hvor prøverne fra fire kvadranter i en halv haveforening blev sammenstukket til én samleprøve (dvs. to samleprøver af hver afgrøde = 10 prøver/haveforening), eventuelt efterfulgt af en anden runde, hvor enkeltprøverne fra eventuelle samleprøver med høje koncentrationer skulle analyseres (i alt op til 240 enkeltprøver).

Frugtundersøgelsen adskilte sig fra grøntsagsundersøgelsen ved at den tog sigte på at undersøge metalkoncentrationer i afgrøder, dyrket på stærkt forurenede grunde. Hvor grøntsagsundersøgelsen var baseret på samvarende prøver af jord og afgrøder, blev et estimat for metalkoncentrationerne i jorden baseret på middelværdien fra grundene i en hel haveforening i frugtundersøgelsen.

Da frugtundersøgelsen således var tilrettelagt med henblik på at identificere sammenhænge mellem forureningsniveauet i et større område og eventuelt forhøjede koncentrationer af metaller i de dér høstede afgrøder, blev der ikke udtaget jordprøver i forbindelse med prøveindsamlingen.

9.6 Gennemførte prøvetagninger og analyser

9.6.1 Prøvetagning

Prøvetagningen af frugt, bær og nødder til metalanalyser fra Københavnsområdet blev tilnærmet den beskrevne prøvetagningsstrategi så meget som muligt. Afvigelser skyldtes den faktiske forekomst af frugt, bær og nødder i området. Specielt var der ikke så mange træer og buske som ønskeligt i de oprindeligt udvalgte haveforeninger, hvorfor et større antal haveforeninger (i alt syv) blev inddraget.

De indsamlede prøver fordelte sig som vist i tabel 9.2.

Tabel 9.2 Oversigt over antal prøver af frugt, bær og nødder, indsamlet i København 1999.

	Pære	Blomme	Hyldebær	Brombær	Hasselnød	Ribs, solbær, stikkelsbær, jostybær
Forurenede	57	43	44	31	13	20
Lavt forurenede	8	11	8	7	7	2

9.6.2 Kemiske analyser

Analysemetode:

- Oplukning af prøver: Opvarmning med salpetersyre under tryk i mikrobølgeovn.
- Analyser:
 - Ni: Atomabsorptionsspektrometri med grafitovnsteknik, baggrundskorrektion og standardadditionsteknik.
 - As, Cd, Cr, Cu, Pb og Zn: Højtopløselig induktiv koblet plasma massespektrometri (HR-ICPMS) med anvendelse af standardadditions- og rentrumsteknik.

Analyserne blev udført af DHI – Institut for Vand og Miljø.

Frugtprøverne blev fordelt i enkeltprøver og samleprøver til første analyserunde for metaller, så der blev analyseret i alt 142 prøver, fordelt som vist i tabel 9.3.

Tabel 9.3 Oversigt over analyserede prøver af frugt, bær og nødder fra København 1999.

	Pære	Blomme	Hyldebær	Brombær	Hasselnød	Ribs, solbær, stikkelsbær, jostybær
Enkeltprøver	18	17	19	17	11	22
Samleprøver	11	8	8	8	2	0

Prøverne fra haveforeningerne Brønshøjholm og Kalvebod blev analyseret enkeltvis allerede i første analyserunde. Prøverne i 1999 fra Haveforeningen

Kalvebod blev så vidt muligt taget fra de samme haver (planter) som prøverne i 1998.

9.6.3 Beregninger

Koncentrationsniveauerne af de enkelte metaller i afgrøderne blev sammenlignet mellem haveforeningerne indbyrdes og med data fra Overvågningssystemet (Jørgensen *et al.* 2000) for bly, cadmium og nikkel ved hjælp af Tukey's t-test.

Til sammenligningerne blev resultaterne fra de enkelte haveforeninger samlet i de tre grupper "lavt forurenede", "mellemforurenede" og "stærkt forurenede". Som omtalt i afsnit 9.3 var grupperingen forskellig for de enkelte metaller.

Resultater fra prøver fra haveforeningerne Brønshøjholm (udvalgt som "ikke-forurenede") og Kalvebod (udvalgt som "stærkt forurenede") blev beregnet for sig, dels fordi der var et større antal enkeltprøver herfra, dels for at kunne sammenligne resultaterne fra prøver, indsamlet i 1999 i Kalvebod med resultaterne af den indledende undersøgelse fra 1998.

Da prøveantallene for ribs, solbær, jostybær og stikkelsbær var meget lave, blev disse samlet i to grupper til de statistiske analyser. Endvidere blev tendenser i det begrænsede datamateriale for bær vurderet kvalitativt.

10 Resultater af frugtundersøgelsen i København

10.1 Resultater

Oversigter over analyseresultaterne for hver enkelt frugttype findes i bilag 2, hvor data er opdelt efter de fem grupper af haveforeninger, der er beskrevet ovenfor. Tabel B2.2-B2.8 viser middel-, minimum-, maksimum- og medianværdier for de enkelte afgrøder samt resultater fra Overvågnings-systemet for de samme eller sammenlignelige afgrøder. Endvidere er resultater af Tukey's t-test (for cadmium, nikkel og bly) angivet i bilag 2.

I tabel 10.1-10.5 er middelværdierne for metalkoncentrationerne i de syv afgrødetyper vist for hver af de tre grupper af haveforeninger samt Brønshøjholm og Kalvebod. I de tre samlegupper af haveforeninger var antallet af prøver, der indgik i databehandlingen, forskelligt for de enkelte metaller. Prøveantal er derfor kun angivet for haveforeningerne Brønshøjholm og Kalvebod.

Da der ikke forelå oplysninger om arsenkoncentrationer i jordene, kunne haveforeningerne ikke grupperes på grundlag af dette metal. For nogle af afgrøderne indgik der dog haveforeninger i gruppen, der alle var stærkt forurenede med flere metaller. For disse afgrøder er der beregnet middelværdier for arsen.

Tabel 10.1 Metal koncentrationer i frugt fra Brønshøjholm (lavt forurennet), middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt).

Metal	Afgørde, antal prøver (n)						
	Pære n=10	Blomme n=11	Hyldebær n=8	Brombær n=7	Ribs+solbær n=2+2	Jostybær + stikkelsbær	Hasselnød n=7
Cadmium	5	1	4	3	4	-	15
Krom	12	4	2	2	3	-	53
Kobber	788	389	682	786	846	-	6536
Nikkel	39	11	19	39	35	-	416
Bly	10	4	6	6	9	-	138
Zink	1646	839	2820	1758	3119	-	13335
Arsen	8	4	4	7	6	-	96

∴ Ingen prøver

Tabel 10.2 Metalkoncentrationer i frugt fra "andre lavt forurenede" haveforeninger, middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt).

Metal	Afgørde						
	Pære	Blomme	Hyldebær	Brombær	Ribs+solbær	Jostybær + stikkelsbær	Hasselnød
Cadmium	-	-	-	-	-	-	-
Krom	1	4	7	5	7	3	104
Kobber	834	746	947	924	971	468	6720
Nikkel	43	23	-	60	57	45	1196
Bly	-	-	-	-	-	-	-
Zink	-	-	-	-	-	-	-
Arsen	-	-	-	-	-	-	-

∴ Ingen prøver

Tabel 10.3 Metalkoncentrationer i frugt fra "mellemforurenede" haveforeninger, middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt)

Metal	Afgørde						
	Pære	Blomme	Hyldebær	Brombær	Ribs+solbær	Jostybær + stikkelsbær	Hasselnød
Cadmium	2	1	4	3	4	2	5
Krom	3	4	7	4	4	4	47
Kobber	900	698	951	951	771	405	5054
Nikkel	87	41	55	99	59	45	1829
Bly	20	5	16	12	45	163	232
Zink	1757	1480	2862	3825	3988	2010	16657
Arsen	-	-	-	-	-	-	-

Tabel 10.4 Metalkoncentrationer i frugt fra Kalvebod (stærkt forurenede med cadmium, mellemforurenede med de øvrige metaller), middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt)

Metal	Afgørde, antal prøver (n)						
	Pære n=8	Blomme n=6	Hyldebær n=11	Brombær n=9	Ribs+solbær n=2+2	Jostybær + stikkelsbær n=0+3	Hasselnød n=2
Cadmium	7	1	4	5	6	2	8
Krom	5	3	10	8	10	3	151
Kobber	748	521	1122	851	988	370	5054
Nikkel	81	41	68	107	68	35	1513
Bly	10	10	7	16	22	14	446
Zink	2284	1919	3131	2291	3382	1807	14864
Arsen	19	4	5	5	7	12	73

Tabel 10.5 Metalkoncentrationer i frugt fra "stærkt forurenede" haveforeninger, middelværdier. Enhed: µg/kg vådvægt (=ng/g vådvægt).

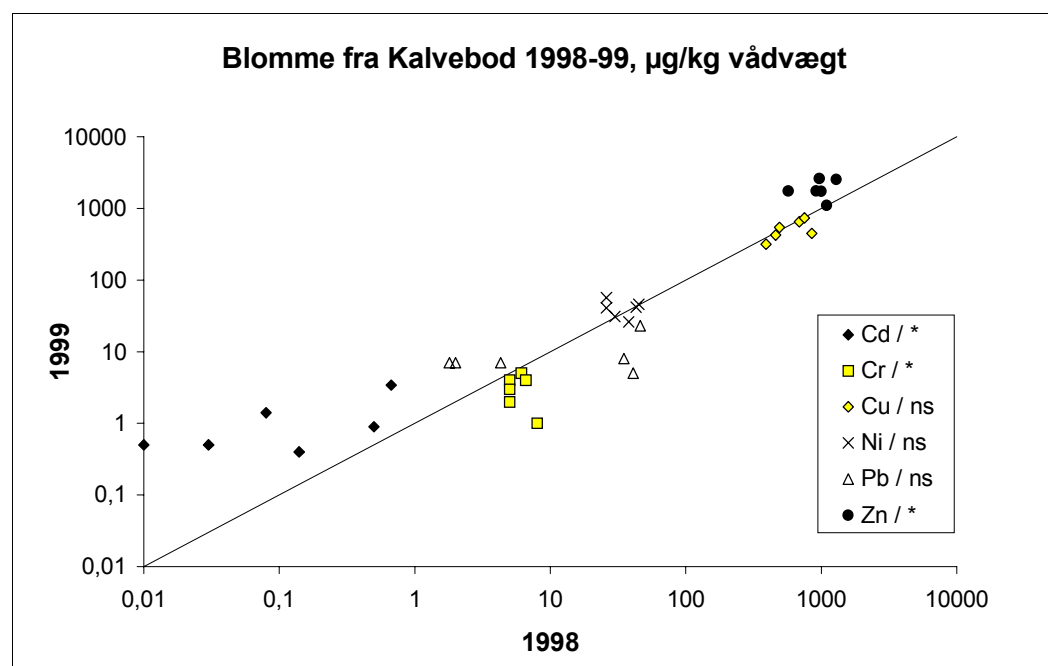
Metal	Afgørde						
	Pære	Blomme	Hyldebær	Brombær	Ribs+solbær	Jostybær + stikkelsbær	Hasselnød
Cadmium	7	1	4	4	6	2	6
Krom	0	5	13	6	12	2	25
Kobber	644	560	837	1078	801	722	5656
Nikkel	70	37	75	113	67	47	1748
Bly	18	5	8	16	24	15	97
Zink	1500	1414	3034	2418	2777	1642	12169
Arsen	-	-	9	-	14	-	43

10.2 Resultater fra 1998 og 1999

De til undersøgelsen anvendte frugter, bær og nødder fra haveforeningen Kalvebod var så vidt muligt indsamlet fra de samme træer og buske som de, der var indsamlet i 1998. Derved blev der opnået grundlag for sammenligning af resultater fra forskellige år.

Der var mulighed for sammenligning mellem de to år for blomme, brombær, hyldebær og pære. Sammenligningerne blev gennemført ved hjælp af parvise t-test. De viste, at koncentrationerne af metallerne i frugter fra de to år var relativt ensartede, eller at variationen mellem de enkelte planter var større end variationen mellem årene. Således var der ikke signifikant forskel på 5%-niveau for nikkel, bly og kobber i nogen af afgrøderne. Cadmium-niveauet var dog generelt højere i 1999 end i 1998, og forskellen var signifikant for blomme, hyldebær og pære, mens krom-koncentrationerne i blomme og pære var signifikant lavere i 1998 end 1999. Kun i blomme var zink-koncentrationerne signifikant højere i 1999 end i 1998. I brombær var resultaterne meget ensartede, og der var ingen signifikante forskelle mellem prøverne fra de to år.

Til illustration af variationsbredden mellem årene og mellem de enkelte planter er resultaterne fra den afgrøde, hvor der var flest signifikante forskelle (blomme) vist i figur 10.1. På figuren repræsenterer hvert punkt resultaterne fra de to år for frugter fra samme træ. Havde resultaterne været ens, skulle de have ligget på diagonalen, der er indtegnet.



Figur 10.1 Sammenligning af resultater fra 1998 og 1999. Metal koncentrationer i blomme (2 x 6 prøver). Punkter repræsenterer resultater fra samme træe de to år. * = Signifikant ($p < 0,05$) forskel på middelværdier 1998 og 1999.

Resultaterne tyder således ikke på, at der generelt er forskel mellem årene på de koncentrationer af metaller, der findes i frugter og bær.

10.3 Sammenligning med afskæringsværdier og Overvågningssystemet

I tabel 10.6 er resultaterne fra undersøgelsen sammenholdt med overvågnings- og grænseværdier og med Overvågningssystemet. Tabellen er opbygget analogt med tabel 8.7 fra grøntsagsforsøget, og er opstillet for at give indtryk af, om niveauerne i de københavnske frugter mv. afviger fra niveauerne i markedsførte produkter samt, om der er forskel på niveauerne afhængigt af forureningsgraden i jorden.

Tabel 10.6 Resultater af frugtundersøgelsen i København. Frugtprøverne fra Brønshøjholm (B) og Kalvebod (K) er databehandlet for sig, mens de øvrige prøver for hvert metal er samlet i tre grupper: Prøver fra stærkt forurenede jord (S), prøvet fra mellemforurenede jord (M) og prøver fra lavt forurenede jord (L). Resultaterne af analyser af prøver fra undersøgelsen (data) sammenholdes med bekendtgørelsesfastlagte overvågnings-/grænseværdier (findes kun for bly og cadmium) samt med målte resultater fra Fødevarerediktoratets (OS) Overvågningssystem, (Jørgensen et al. 2000, VFD, 1999). Til sammenligning med overvågnings-/grænseværdier anvendes maksimum-værdier, til sammenligning med OS-data middelværdier.

Metal	Overvågnings-/grænseværdi µg/kg vådvægt		Data maksimumværdi > overvågnings-/grænseværdi µg/kg vådvægt						
	Frugt	Andre fødev.	Pære	Blomme	Hyldeb.	Bromb.	Ribs+sol	Jost+stik	Nød*
Cadmium	30/-	-/20							39 B
Krom	-								257
Kobber	-								8166
Nikkel	-								2006
Bly	100/-	-/100							→666 Alle
Zink	-								17753
Arsen	-								189

* For hasselnød er til orientering angivet maksimumværdier for samtlige metaller. Disse er samtidig maksimumværdier for hele datasættet – og ligger langt over, hvad der er fundet i frugter og bær.

Metal	OS-middelværdi µg/kg vådvægt						Data middelværdi > OS-middelværdi µg/kg vådvægt					
	Pære	Blom	Hyl	Hind	R / s	Stikk	Pære	Blom	Hyl	Brom	R+s ¹	St+J
Cadmium	5,5	0,7	1,1	13	5,8/1,9	1,6	→7,3 KS	→1,2 Alle	→4,4 Alle*		→6 KS	→2,1 MKS
Krom	-	-	-	-	-	-						
Kobber	710	630	620	1050	880 /990	560	→900 BLMK	→740 LM	→1100 Alle	1100 S	→1000 KL	→722 KS
Nikkel	88	65	51	200	87/119	27			→75 MKS			→47 LMKS
Bly	<6	<8	25	8	12/18	<6	→20 Alle*	10 K*		→16 KS	→45 MKS*	→163 MKS
Zink	1300	910	2100	3400	1800 /2900	1600	→2300 Alle	→1900 MKS	→3100 Alle	3800 M	→4000 Alle	→2296 MKS
Arsen	-	-	-	-	-							

- R+s: Ribs + solbær
- St+J: Stikkelsbær og jostybær. Der var ingen prøver af disse bær fra Brønshøjholm.
- **Grå felter:** Data findes, men kravet for kolonnen er ikke opfyldt, da resultaterne er < sammenligningsgrundlaget.
- →: Flere data opfylder kravet; den højeste værdi af disse er angivet, og de(n) gruppe(r) af prøver, der opfylder kravet er nævnt med følgende kode: Alle=alle, B=Brønshøjholm, L=andre lavt forurenede, M=mellemforurenede, K=Kalvebod, S=Stærkt forurenede.
- - = Mangler.
- Tomme felter: Data fra undersøgelsen findes, men sammenligningsgrundlag mangler
- = Forskelle mellem data fra undersøgelsen og OS-data er signifikant på 5% niveau (kun testet for Cd, Pb, Ni)

Det fremgår af tabel 10.6, at hasselnød er den eneste afgrøde, for hvilken der er samlet prøver med et indhold, der ligger over de bekendtgørelsesfaste overvågningsværdier for cadmium og bly. Fødevarerdirektoratet har analyseret enkelte prøver af markedsført hasselnød for cadmium, nikkel og bly. Koncentrationsniveauerne af cadmium og nikkel i disse var højere end de i undersøgelsen fundne, mens blyindholdet i nødder fra København var højere end i Fødevarerdirektoratets prøver (bilag 2, tabel B2.8).

Sammenligningen med resultaterne fra Overvågningssystemet er gennemført for at give et overblik over, om koncentrationer af metaller i afgrøderne fra forurenede jord afviger fra koncentrationer i markedsførte afgrøder.

Dette synes umiddelbart at være tilfældet – specielt for cadmium og bly, hvor niveauerne i nogle afgrøder ligger højere i prøver fra forurenede grunde end i markedsførte produkter. Forskellene er signifikante for cadmium i hyldebær og for bly i pære og blomme samt ribs+solbær.

10.4 Bidrag fra atmosfærisk deposition

I adskillige tilfælde er prøver fra alle grunde repræsenteret i tabel 10.6, hvilket tyder på, at der kan være et væsentligt bidrag fra atmosfærisk deposition i de fundne koncentrationer. Resultaterne fra den lavt forurenede haveforening, Brønshøjholm, kan anvendes som et mål for baggrundsbelastningen (atmosfærisk deposition) i Københavnsområdet.

Til belysning af betydningen af atmosfærisk deposition kan t-test til sammenligning af niveauerne fra Brønshøjholm med resultaterne fra de forurenede haveforeninger (tabel B2.2-B2.8) anvendes. For brombær, hyldebær og pære er der et stort datamateriale, mens materialet er mere spinkelt for bærbuskene ribs, solbær, jostybær og stikkelsbær.

Niveauet af cadmium i hyldebær var signifikant højere i bær fra alle haveforeninger end i markedsførte hyldebær, hvilket kunne tyde på et generelt forhøjet niveau i Københavnsområdet. Der var numerisk forhøjede niveauer (i forhold til Brønshøjholmprøverne) i prøver fra Kalvebod og gruppen ”stærkt forurenede”, men forskellen var i ingen af tilfældene signifikant på 5% niveau, hvilket støtter den første antagelse. For de øvrige frugter og bær var der derimod ikke signifikant højere koncentrationer af cadmium i prøver fra de forurenede haveforeninger end i prøver fra Overvågningssystemet eller i prøver fra Brønshøjholm, og niveauet i brombær fra København var lavere end i markedsførte hindbær. Selv om niveauet af cadmium i hyldebær var forhøjet, var dette altså ikke gældende for andre typer af frugt og bær fra Københavnsområdet.

Også niveauet af bly i pærer var signifikant højere i prøver fra alle haveforeninger end i Overvågningssystemet, og heller ikke her var der signifikante forskelle mellem prøverne fra Brønshøjholm og de øvrige haveforeninger, hvilket kunne tyde på et generelt forhøjet niveau i Københavnsområdet (tabel B2.2). Endvidere var resultaterne fra de forskellige grupper af haveforeninger meget varierende, idet prøver fra Brønshøjholm havde samme gennemsnitlige blykoncentration (10 µg/kg vådvægt) som prøver fra Klavebod, mens niveauet i prøver fra de mellemforurenede grunde var det højest fundne (20 µg/kg vådvægt). I de øvrige frugter og bær var der

ikke forhøjede niveauer i prøver fra Brønshøjholm i forhold til markedsførte produkter, men der var ikke noget ensartet billede af forholdet mellem prøver fra Brønshøjholm og de øvrige haveforeninger. Endvidere var niveauet af bly i hyldebær fra Københavnsområdet lavere end i prøver fra Overvågningssystemet. Heller ikke for bly tydede resultaterne altså på et generelt forhøjet niveau i frugt og bær fra Københavnsområdet.

Undersøgelsens resultater tyder således ikke på, at der generelt er en forhøjet eksponering for atmosfærisk deposition i Københavnsområdet, der er bestemmende for indholdet af metaller i frugt og bær.

10.5 Frugt og bær fra træer

Da den direkte eksponering for jorden er meget forskellig på træer og buske, omfattede undersøgelsen frugter og bær fra både træer (pære, blomme og hyldebær) og buske (de øvrige bær).

I pære (tabel B2.1) var der, som omtalt i afsnit 10.4, forhøjet niveau af bly i prøver fra samtlige haveforeninger. Cadmium- og nikkelkoncentrationerne i pærer fra haveforeningerne var på niveau med de tilsvarende data fra Overvågningssystemet. Der var ikke sammenhæng mellem stigende koncentrationer af bly, cadmium eller nikkel i jorden og pærerne, om end der var tendens til forhøjede niveauer af nikkel i prøver fra de forurenede haveforeninger.

I blomme (tabel B2.3) var koncentrationerne af cadmium, nikkel og bly i prøver fra haveforeningerne generelt på niveau med resultaterne fra Overvågningssystemet, og der blev kun fundet signifikant ($P < 0,05$) højere koncentration af bly i blommer fra Kalvebod ($10 \mu\text{g}/\text{kg}$) end i markedsførte blommer ($< 8 \mu\text{g}/\text{kg}$). Niveauet af cadmium var numerisk lidt højere i blommer fra samtlige haveforeninger end i prøver fra Overvågningssystemet, mens niveauet af nikkel var lavere, men forskellene var ikke statistisk signifikante. Endvidere var der ikke signifikante forskelle mellem prøverne fra haveforeninger med forskellig forureningsgrad.

I hyldebær (tabel B2.4) var der, som omtalt i afsnit 10.4, forhøjet niveau af cadmium i prøver fra alle grupper af haveforeninger, men ikke signifikante forskelle mellem haveforeningsgrupperne. Nikkelniveauet var ikke signifikant højere og blyniveauet var lavere i prøver fra haveforeningerne end i prøver fra Overvågningssystemet.

Der kunne altså ikke påvises stigende koncentrationer af metaller i afgrøderne med stigende koncentrationer i jorden.

10.6 Bær fra buske

Resultaterne af analyser af bær fra buske (brombær, ribs, solbær, stikkelsbær og jostybær) er opsummeret i tabel 10.6, og der er kun i et enkelt tilfælde fundet en højere middelværdi af koncentrationer i prøver fra stærkt forurenede haver end i markedsførte bær (bly i ribs og solbær, tabel B2.6).

For stikkelsbær (tabel B2.7) er variationen i data fra Overvågningssystemet (Jørgensen *et al.* 2000) generelt meget stor, og der er ikke fundet signifikante forskelle mellem resultater fra undersøgelsen og data fra Overvågningssystemet omend niveauerne for nikkel og bly er højere i prøver fra de forurenede haveforeninger end i markedsførte frugter og bær.

I brombær (tabel B2.5) er niveauet af både cadmium og nikkel lavere i prøver fra undersøgelsen end i markedsførte bær, og det forhøjede blyniveau er ikke statistisk signifikant ($P < 0,05$).

Resultaterne tyder således på, at der for bærprøverne ikke kan påvises forøget nikkel- eller cadmiumindhold som følge af jordforurening. Blyindholdet i ribs og solbær er muligvis forhøjet på forurenede jord. Der var dog kun meget få prøver af disse bær, hvorfor betimeligheden af anvendelse af statistiske metoder som t-test kan diskuteres. Med henblik på at identificere eventuelle tendenser blev data for blykoncentrationer i bær fra undersøgelsen derfor vurderet ud fra overvejelser om hyppighed af prøver fra lavt eller stærkt forurenede haveforeninger i forskellige grupper.

Der var analyseret i alt 25 brombærprøver. Sammenligning af resultaterne med Overvågningssystemets data for hindbær viste ikke nogen entydig fordeling af resultaterne, idet blykoncentrationen i flertallet af prøverne fra København var mellem Overvågningssystemets middel- og maksimumværdier. Der var dog en klar tendens til, at brombær fra den lavt forurenede haveforening var de lavest forurenede.

Blandt de 22 andre bærprøver var der kun to prøver fra den lavt forurenede haveforening, så her var der ikke mulighed for at identificere eventuelle forskelle mellem haveforeningerne.

I tabel 10.7 er middel- og maksimumværdier af blykoncentrationerne for alle bærprøver fra forurenede haveforeninger vist sammen med tilsvarende værdier fra Overvågningssystemet.

Tabel 10.7 Bly i bær. Bly-koncentrationer i prøver fra forurenede haveforeninger i København sammenlignet med Overvågningssystemets (OS) data for brombær, ribs, solbær og stikkelsbær. Enhed: µg bly/kg vådvægt

Bær	OS middel		Prøver middel		OS maks		Prøver maks	
Brombær	8 ¹		15		28 ¹		56	
Ribs	12	16 ²	26	28 ²	22	76	63	63
Solbær	18		20		76		23	
Jostybær	-		29		-		33	
Stikkelsbær	<6		8		14		17	

1: Data fra hindbær

2: Vægtet middelværdi

Tabel 10.7 viser, at middelværdierne for bær fra forurenede haveforeninger er højere end middelværdierne fra Overvågningssystemet, om end der er tale om små numeriske forskelle. For ribs og solbær er maksimalværdierne af de to datasæt af samme størrelsesorden, idet de højeste blykoncentrationer er fundet i ribs i overvågningssystemet, men i solbær i undersøgelsen.

Bær på buske er dyrkningsmæssigt sammenlignelige med frugt og bær fra træer, da buskene stort set bare står i jorden. Eksponeringsmæssigt er de en

mellemting mellem grøntsager og frugt og bær fra træer. Lavtsiddende bær kan være udsat direkte for jordstænk. Både lavt- og højsiddende bær kan være eksponeret for jordstøv i tørre perioder. I undersøgelserne er der så vidt muligt indsamlet bær, der ikke var synlig jord på. Bærrene fra de Københavnske haver var ikke væsentligt tilsmudsede med jord ved ankomsten til laboratoriet. Fordelingen af blyforureningen i de københavnske bærprøver kunne ikke relateres entydigt til forureningsniveauet i de haveforeninger, de kom fra – specielt ikke for brombær, hvoraf der var flest prøver. Der var dog en tendens til et forhøjet blyniveau i bær fra forurenede haveforeninger. Denne kan tilskrives et forhøjet blyniveau i støv.

Resultaterne fra undersøgelsen indgår i den humantoksikologiske vurdering i afsnit 13, idet resultaterne for frugt og bær fra haveforeningen Kalvebod anvendes ved indtagsberegningerne.

11 PAH-forbindelser i frugt, Skagen - metoder

11.1 Valg af lokalitet

Eksposeringen af frugt og bær for PAH-forbindelser sker primært fra luften, når der ikke er tale om direkte eksposering for jorden ved f.eks. regnstænk eller ophvirvlet støv. Undersøgelser, hvor grøntsager har været dyrket i forurenede jord, viser klart, at en eventuel optagelse fra jorden med efterfølgende transport til de overjordiske plantedele, er ubetydelig i forhold til optagelse fra luften. Indhold i planter, korreleret til indholdet i jorden kan ikke konstateres på grund af forurening som følge af atmosfærisk deposition (Wild *et al.* 1992, O'Connor *et al.* 1991) – selv ikke for de relativt vandopløselige naphthalen, acenaphthen og fluoren (Wild & Jones 1992). Andre undersøgelser (f.eks. Wagrowski & Hites 1997) påviser tydelig korrelation mellem atmosfærisk belastning og indhold i planter af PAH-forbindelser, specielt de tungere. Tyske undersøgelser med grøntsager og korn, dyrket i jord, der var spiket med ¹⁴C-mærkede stoffer (Trapp *et al.* 1998), støtter denne konklusion, idet optagelse af de lettere PAH-forbindelser dog kunne påvises i grøntsager, der var stærkt eksponeret for jord, der sprøjtede op på bladene.

I Københavnsområdet er den atmosfæriske belastning med PAH-forbindelser høj (fluoranthen og pyren i niveau'er på 0,8-1,5 ng/m³, benzo(b+j+k)fluoranthen på 1,6-2,6 ng/m³, benzo(e) samt -(a)pyren og indeno(1,2,3-cd)pyren på 0,3-1,4 ng/m³ i sommerperioden). Dette er 13-22 gange så høje koncentrationer af de tunge PAH'er (benzo(e)pyren, benzo(a)pyren og indeno(1,2,3-cd)pyren) som målt på Anholt i sommerperioden, mens det kun er 5-6 gange højere end Anholt-værdierne for fluoranthen (Nielsen *et al.* 1995).

På baggrund af den relativt høje atmosfæriske belastning i Københavnsområdet blev det anset for usandsynligt, at der skulle kunne opnås resultater af PAH-analyser af frugtprøver fra Københavnsområdet, der kunne korreleres til indhold i jorden – specielt for de tungere forbindelser som benzo(a)pyren, og benzo(b+j+k)fluoranthen, for hvilke der er fastsat humantoksikologisk baserede jordkvalitetskriterier.

Det var derimod muligt, at prøver taget i områder af landet med lav luft-eksposering (som Anholt) ville kunne afspejle indholdet af PAH-forbindelser i jorden - dog næppe de tungere PAH-forbindelser, der ikke optages og transporteres fra rødderne til overjordiske plantedele (frugt og bær). Selv fluoranthen er så lipofilt ($\log K_{ow} = 5,16$ (LOGKOW)), at det ikke er sandsynligt, at det optages fra forurenede jord og transporteres i planterne. Fra forurenede jord, der er afsat direkte på frugter eller bær i form af støv eller jordstænk, kan stoffer muligvis optages i skrællen.

For at undersøge, hvorvidt det var muligt at påvise optagelse af PAH-forbindelser fra forurenede jord i frugt og bær, blev det besluttet at gennemføre

indsamling af frugt- og bærprøver i Skagen, hvor der er stærkt PAH-forurenedede grunde, og hvor luftforureningen må formodes at være på et forholdsvis lavt niveau.

11.2 Forsøgsarealer, analysestrategi, antal prøver, stoffer

I Skagen blev der indsamlet frugt- og bærprøver fra to forurenede områder, Eratosvej og Ydunsvej, mens prøver fra ikke-forurenede grunde blev indsamlet på en række lokaliteter. Der var ikke en egentlig indsamlingsstrategi, idet der simpelthen blev indsamlet så mange prøver som muligt fra forurenede grunde og et tilsvarende antal fra ikke-forurenede grunde.

Analysestrategien blev tilrettelagt parallelt med strategien for metal-analyser i prøver fra København: Først analyseredes sammenstukne prøver, hver bestående af et antal enkeltprøver fra forurenede jord og fra ikke-forurenede jord af hver afgrøde. Derefter blev der taget stilling til, hvorvidt nogen af enkeltprøverne skulle analyseres. Analyse af enkeltprøver blev dels iværksat for at undersøge, hvorvidt en lav koncentration i samleprøver kunne skjule en høj koncentration i en enkeltprøve, dels for at identificere enkeltprøver, der havde bidraget til en høj koncentration i samleprøven.

Som for undersøgelsen i Københavnsområdet, måtte prøveindsamlingen tilpasses de faktisk forekommende træer og buske. En oversigt over de indsamlede prøver er vist i tabel 11.1.

Tabel 11.1 Prøver af frugt og bær, indsamlet i Skagen 1999

Frugt	Antal prøver fra forurenede grunde	Antal prøver fra ikke-forurenede grunde
Pære	4	10
Æble	18	9
Hyben	11	11
Blomme	10	10
Stikkelsbær	8	9

Samleprøverne blev sammensat ved sammenligning af sum-PAH for hver gruppe grunde, hvorfra en afgrøde var indsamlet, således, at forureningsniveauet var af samme størrelsesorden for hver enkelt samleprøve. I tilfælde, hvor forureningsniveauet var så ensartet, at der ikke umiddelbart var basis for en sådan opdeling (f.eks. ikke-forurenede grunde), blev informationer vedrørende eventuel lokal atmosfærisk eksponering fra trafik inddraget.

De analyserede prøver er vist i tabel 11.2.

Tabel 11.2 Prøver af frugt og bær, der blev analyseret for PAH-forbindelser

Frugt	Antal prøver fra forurenede grund		Antal prøver fra ikke-forurenede grunde	
	Samleprøver	Enkeltprøver	Samleprøver	Enkeltprøver
Pære	0	4	2	0
Æble	4	11	2	0
Hyben	2	0	2	0
Blomme	2	0	2	0
Stikkelsbær	4	8	2	9

Fra de forurenede grunde i Skagen forelå der analyseresultater for 15 PAH-forbindelser fra 30 grunde, hvorfra der er udtaget mellem to og fem jordprøver i to til tre dybder inden for den øverste meter. Der forelå ingen statistisk bearbejdning af disse resultater, som der gjorde for metalanalyserne fra de københavnske kolonihaver, ligesom det ikke var muligt at inddrage detaljer vedrørende grundenes indbyrdes beliggenhed.

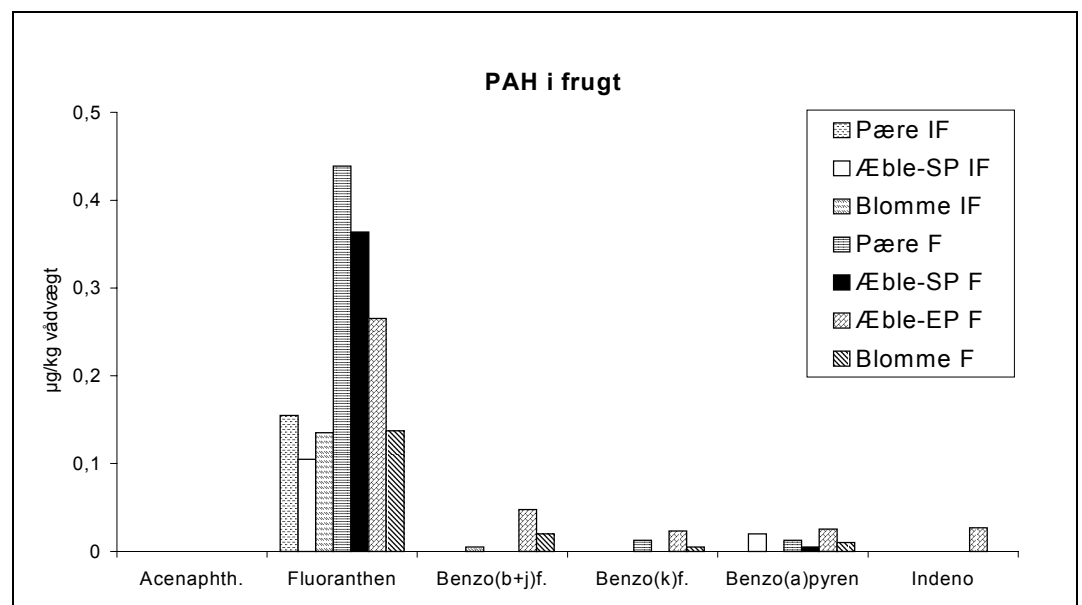
En gennemgang af resultaterne viste, at de dominerende PAH-forbindelser i disse jordprøver var de samme som i de forurenede jorde, der blev anvendt i grøntsagsforsøget, hvorfor der blev analyseret for de samme stoffer i frugt som i grøntsager (acenaphthen, fluoranthen, benzo(b+j+k)fluoranthen, benzo(a)pyren og indeno(1,2,3-cd)pyren).

12 Resultater af frugtundersøgelsen i Skagen

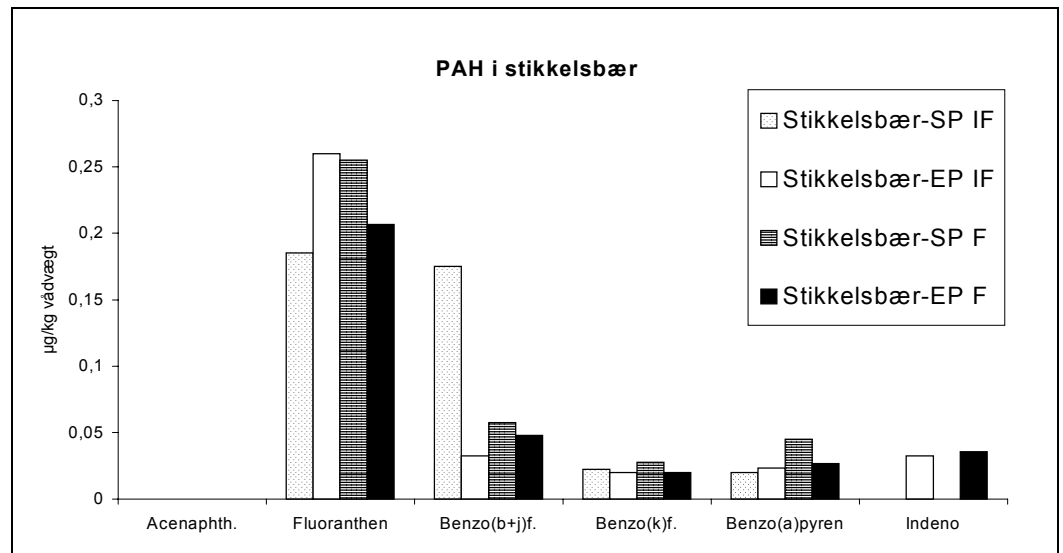
Analyseresultater af jordprøver fra de PAH-forurenede grunde i Skagen, hvor der er indsamlet frugt og bær, er samlet i bilag 2, tabel B2.9, hvor de viste data er middelværdier for hver enkelt grund af et antal prøver, taget i dybderne 0,1, 0,6 og 1 m.

Datasættet for jordanalyser fra Skagen er ikke i alle tilfælde komplet. For nogle grunde er kun værdierne for benzo(a)pyren medtaget.

Resultaterne af PAH-analyserne af frugt- og bærprøverne er samlet i bilag 2, tabel B2.10-B2.16 og vist i figur 12.1 og 12.2.



Figur 12.1 PAH-forbindelser (middelværdier) i frugt fra ikke-forurenede (IF) og forurenede (F) grunde i Skagen. SP = samleprøver, EP=enkeltp prøver.



Figur 12.2 PAH-forbindelser (middel værdier) i stikkelsbær fra ikke-forurenede (IF) og forurenede (F) grunde i Skagen. SP = samlepøver, EP=enkeltpøver.

Af tabellerne B2.10-B2.16 fremgår det, at en del af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Værdier for disse er opgivet fra analyselaboratoriet og er indgået i beregningerne.

Der er ikke målt hverken indeno(1,2,3-cd)pyren eller acenaphthylen i nogen af prøverne. For acenaphthylen kan forklaringen være analytiske problemer, da detektionsgrænsen var høj, og stoffet kan være fordampet under oplukning af prøverne.

Der er målt spor af indeno(1,2,3-cd)pyren i enkelte prøver, og de toppe, der ses i figur 12.1 og 12.2, er under detektionsgrænsen. Denne forbindelse bindes meget hårdt i jord og kan ikke forventes optaget og translokeret i planter. I grøntsagsundersøgelsen (afsnit 8.6) blev den kun målt i prøver fra forurenede parceller af rodfrugter med skræl, der havde været i tæt kontakt med jorden gennem hele vækstsæsonen.

Der foreligger ikke oplysninger om andre kilder til PAH-forbindelser i de pågældende frugter og bær. For eksempel er eventuel tilstedeværelse af skorstene fra brændovne og/eller røgovne ikke kendt, og det kan ikke udelukkes, at de konstaterede spor af indeno(1,2,3-cd)pyren i enkelte prøver kan stamme fra sådanne kilder.

Niveauerne af de øvrige PAH-forbindelser (fluoranthen, benzo(b+j)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen og benzo(a)pyren) er generelt lave sammenlignet med grøntsagerne. F.eks. lå middelværdierne for benzo(a)pyren i grøntsager fra den stærkt forurenede jord i intervallet 0,046-3 µg/kg vådvægt, mens det tilsvarende interval for frugter og bær fra forurenede jord var <0,018-0,045. Der er ikke en entydig sammenhæng mellem målt indhold i frugterne og jordens forureningsgrad – om end der er tendens til, at niveauerne er lavest i prøver fra ikke-forurenede grunde.

12.1 Æble, pære, blomme og hyben

12.1.1 Samleprøver

I æble, pære og blomme (figur 12.1) samt hyben er de målte PAH-koncentrationer generelt lavere end i stikkelsbær med undtagelse af fluoranthen, der er målt i de fleste prøver af de fire frugter i niveauer fra 0,03 til 0,9 µg/kg. I en enkelt hybenprøve fra forurenede jord er der dog målt 8,2 µg/kg. (Hyben er ikke medtaget på figur 12.1 og 12.2, da det høje fluoranthen-niveau ville forrykke ordinaten, så resultaterne fra de øvrige PAH-forbindelser ikke ville kunne skelnes.).

Benzo(b+j+k)fluoranthen er målt i de fleste prøver af blomme, pære og hyben med maksimum på 0,04 µg/kg.

Benzo(a)pyren (detektionsgrænse 0,018 µg/kg) er ikke konstateret i prøver af pære og blomme fra ikke-forurenede grunde, mens den er konstateret eller målt (0,02 µg/kg) i enkelte prøver fra forurenede grunde.

I æble er der ikke konstateret spor af benzo(a)pyren i tre ud af fire samleprøver fra forurenede grunde, men i begge de to prøver fra ikke-forurenede grunde (0,02 µg/kg i alle tre prøver, hvor det er målt).

I en enkelt hyben-prøve fra forurenede jord er der målt 0,05 µg/kg, mens benzo(a)pyren ikke kunne konstateres i de øvrige hybenprøver.

12.1.2 Enkeltprøver af æble

Der blev analyseret et antal enkeltprøver af æble for at få belyst, hvorvidt der i samleprøver med ikke-måleligt indhold af PAH-forbindelser (specielt benzo(a)pyren) indgik enkelte prøver med målelige koncentrationer.

Til analyser af enkeltprøver af æble blev der valgt æbler fra de to samleprøver fra de mest forurenede grunde. Der blev generelt fundet god overensstemmelse mellem niveauerne, fundet i samleprøver og i enkeltprøver (tabel B2.10-B2.11), omend der i enkeltprøverne blev fundet benzo(b+k+j)fluoranthen i lave koncentrationer, hvor disse forbindelser ikke havde kunnet måles i samleprøverne. En af enkeltprøverne, der indgik i samleprøve 2, havde et noget forhøjet indhold af samtlige målelige PAH-forbindelser. For benzo(a)pyren var det dog ikke så meget, at middelværdien af enkeltprøverne fra den pågældende samleprøve (nr. 1 i tabel B2.10) oversteg værdien for den oprindeligt analyserede samleprøve.

I æble sås der således ingen korrelation mellem koncentrationer af PAH-forbindelser i jorden og i frugterne. Den højeste koncentration af benzo(a)pyren (0,02 µg/kg) var fundet i to samleprøver fra ikke-forurenede grunde samt i samleprøven fra de mest forurenede grunde. Enkeltprøverne viste derimod de højeste koncentrationer af benzo(a)pyren (ca. 0,1 µg/kg) i en prøve fra jord med 7 mg/kg, mens prøver fra jord med ca. 10-14 mg/kg lå på 0,01 µg/kg.

12.2 Stikkelsbær

I stikkelsbær var indholdet af PAH-forbindelser generelt højere end i de øvrige frugter. Her blev der målt højere indhold af fluoranthen, benzo(b)- samt benzo(j+k)-fluoranthen og benzo(a)pyren i to af prøverne fra forurenede grunde.

I den første analyseserie af stikkelsbær indgik 5 samleprøver og en enkeltprøve. Sidstnævnte stammede fra den mest forurenede grund, der var stærkt forurenede både i overfladen (sum-PAH op til 425 mg/kg) og i en halv meters dybde (op til 161 mg/kg).

De højeste koncentrationer blev målt i enkeltprøven fra den mest forurenede grund. Benzo(a)pyren-koncentrationen i denne stikkelsbærprøve blev målt til 2,0 µg/kg. De øvrige prøver i denne analyseserie var samleprøver. I prøver fra forurenede grunde var benzo(a)pyren-koncentrationen 0,06-0,75 µg/kg, og der var ikke sammenhæng mellem forureningsniveauet i jord og stikkelsbær. I de to samleprøver fra ikke-forurenede grunde var benzo(a)pyren-koncentrationen 0,015 og 0,08 µg/kg.

Analysestrategien var baseret på, at der i tilfælde af høje koncentrationer blev iværksat analyse af de enkeltprøver, der havde bidraget til samleprøverne. Samtlige enkeltprøver af stikkelsbær blev derfor analyseret med henblik på at undersøge, om enkelte af prøverne bidrog mere til de målte niveauer end de øvrige.

Analyserne af enkeltprøver af stikkelsbær viste generelt væsentligt lavere PAH-niveauer, end der var fundet i samleprøverne (Tabel B2.15 og B2.16). Derfor blev de oprindeligt analyserede samleprøver ekstraheret og analyseret igen.

Resultaterne af den anden ekstraktion og analyse af materiale fra samleprøverne samt enkeltprøven fra den mest forurenede grund lå på et lavere niveau end resultaterne af første analyseserie, og de var på niveau med summen af PAH-koncentrationerne fra de enkeltprøver, samleprøverne var sammensat af. Koncentrationen i enkeltprøven var dog stadig højere end i de øvrige prøver. I enkeltprøven, hvor der var målt 2 µg/kg benzo(a)pyren i første analyseserie, blev der målt 0,12 µg/kg benzo(a)pyren i anden analyseserie.

Der var altså god overensstemmelse mellem resultaterne fra de to sidste analyseserier, mens den første lå på et væsentligt højere niveau. Laboratoriets resultater af dobbeltbestemmelser inden for den enkelte analyseserie viste god overensstemmelse mellem gentagne analyser. Genfinding i prøver af referencemateriale var mellem 52% og 116%; i langt de fleste tilfælde mellem ca. 80% og 100%.

Der kunne således ikke identificeres nogen analysebetingede årsag(er) til de forskellige resultater, men den første analyseserie af samleprøver var den første, laboratoriet gennemførte i projektet, og de afvigende resultater kunne skyldes, at der på det tidspunkt ikke var opnået rutine med ekstraktions- og analysemetoder. Resultaterne af de to sidste analyseserier anses derfor for at være de mest pålidelige.

Det blev undersøgt, hvorvidt det forhøjede niveau af PAH-forbindelser i stikkelsbærprøven fra den mest forurenede grund kunne skyldes jord i prøven, ved at fordelingen af PAH-forbindelserne i jord og stikkelsbær blev sammenlignet. Der var ikke overensstemmelse, idet der f.eks. var forholdsvis

meget fluoranthen og benzo(b+j+k)-fluoranthen i jorden, mens det omvendte var tilfældet i stikkelsbærrene. Det kunne derfor ikke konkluderes, at prøven havde indeholdt bær, der var forurenet med jord. Det relativt høje niveau af PAH-forbindelser i denne ene prøve kan således ikke forklares ved tilstedeværelse af jord med høje forureningskoncentrationer.

12.3 Sammenfatning af resultater fra Skagen

Generelt var niveauet af de fundne PAH-koncentrationer i frugt- og bærprøverne fra Skagen lavt sammenlignet med grøntsagerne, dyrket i forurenet jord i København. Enkelte prøver havde et forhøjet indhold af de målte stoffer, men der var ikke sammenhæng mellem graden af forurening og koncentrationniveauerne i prøverne, om end der var en tendens til, at niveauerne var lavest i prøver fra ikke-forurenede grunde.

De fundne middelværdier af benzo(a)pyrenkoncentrationer i frugter og bær fra forurenet jord ($<0,018-0,045 \mu\text{g}/\text{kg}$ vådvægt) og maksimumværdierne ($0,02-0,12 \mu\text{g}/\text{kg}$) kan sammenholdes med et litteraturbaseret baggrundsniveau for benzo(a)pyren i frugt på $0,02-0,04 \mu\text{g}/\text{kg}$. Resultaterne tyder ikke på, at benzo(a)pyrenkoncentrationerne i frugt og bær fra forurenede grunde er væsentligt højere end, hvad der må betragtes som et baggrundsniveau.

12.4 Supplerende analyser af frugt- og bærprøver fra København

Skagen blev valgt som lokalitet for indsamling af frugt og bær til PAH-analyser på grund af den formodet lave atmosfæriske deposition af PAH-forbindelser i forhold til Københavns-området (afsnit 11.1).

Til sammenligning med resultaterne fra Skagen blev der analyseret en række frugt- og bærprøver fra den lavt forurenede haveforening Brønshøjholm i København.

Der blev analyseret 6 enkeltprøver af hver af afgrøderne pære, blomme og brombær samt (de eksisterende) 2 prøver af ribs. Resultaterne af disse analyser er samlet i bilag 2, tabel 2B.18-20.

Som i prøverne fra Skagen kunne der i flertallet af prøverne ikke måles nogen af stofferne over detektionsgrænsen - bortset fra fluoranthen.

I pære og blomme kunne der ikke spores benzo(a)pyren i nogen af de analyserede prøver fra Brønshøjholm i København, hvor dette havde været tilfældet i nogle af pære- og æbleprøverne fra Skagen, og niveauet af fluoranthen var lavere i pære- og blommeprøver fra København end i pære- og æbleprøverne fra Skagen. PAH-koncentrationerne i frugterne fra København var således relativt lave.

I ribs og brombær fra København kunne der derimod konstateres benzo(a)pyren i samtlige brombær- og ribsprøver. I en enkelt brombærprøve blev koncentrationen målt til $0,24 \mu\text{g}/\text{kg}$. For de seks brombærprøver og de to

ribsprøver fra København var middelværdien af benzo(a)pyrenkoncentrationen henholdsvis 0,05 og 0,025 µg/kg.

Resultaterne af analyserne fra den lavt forurenede haveforening i København tydede således ikke på et bidrag fra atmosfærisk deposition af PAH-forbindelser til de større frugter (pære og blomme). De kunne tyde på, at bær fra buske kan have forhøjet indhold af benzo(a)pyren, der kunne stamme fra luften.

13 Humantoksikologiske vurderinger

I dette afsnit gennemgås beregninger af indtaget af tungmetaller og PAH-forbindelser med kosten, samt en vurdering af den sundhedsmæssige betydning heraf.

13.1 Grundlaget for beregning af indtaget af metaller og PAH-forbindelser

Der er ved beregningerne anvendt forskellige metoder. Fødeveddirektoratets beregningsmetode muliggør en estimering af det totale indtag af tungmetaller ved konsum af hele kosten. Værdier for indholdet af tungmetaller i de enkelte varearter i kosten stammer især fra Overvågningssystemet (Jørgensen *et al.* 2000) og kombineres med oplysninger fra Kostundersøgelsen 1995 (Andersen *et al.* 1995) om danskernes daglige konsum af levnedsmidler. Ved at summere de enkelte bidrag fra samtlige levnedsmidler (varearter) fås et estimat af det samlede indtag af hvert af tungmetallerne. Det forøgede indhold af tungmetal i de afgrøder, der har været dyrket i forurenede jord medfører et merindtag af tungmetallet, hvis størrelse kan estimeres ved indsætning af de pågældende data i kostmodellen i stedet for det tilsvarende landsgennemsnitlige metalindhold i de samme afgrøder. PAH-beregningerne tager sigte på - for grøntsagernes vedkommende - at beregne merindtaget af benzo(a)pyren ved indtagelse af grøntsager, dyrket på forurenede jord, i forhold til grøntsager, dyrket på den i forsøget anvendte referencejord.

De to datasæt fremstår derfor ikke umiddelbart sammenlignelige. Den ene beregning repræsenterer som omtalt en total indtagsberegning, mens den anden for PAH-forbindelsernes vedkommende illustrerer et merindtag med de konkret eksponerede afgrøder. Det skal bemærkes, at grundlaget for både beregningerne og den sundhedsmæssige vurdering af data vedrørende henholdsvis metaller og PAH-forbindelser er meget forskelligt. For metallerne foreligger der resultater af Overvågningssystemet som danske normal-værdier, mens der for PAH-forbindelserne enten kan anvendes resultater af grøntsagsforsøget i reference-jord eller data fra andre lande. Med hensyn til den sundhedsmæssige vurdering af det estimerede indtag findes der for metallerne bly og cadmium etableret de såkaldte Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI) værdier (f.eks. WHO 1993), mens dette ikke er tilfældet for nikkel og PAH-forbindelserne.

PTWI-værdier er fastsat for at beskytte befolkningen mod sundhedsskadelige effekter. For bly er PTWI-værdien 25 µg/kg lgmv./uge og for cadmium 7 µg/kg lgmv./uge (lgmv. betyder legemsvægt). Overskrides disse værdier er der forøget risiko for, at man i de mest følsomme befolkningsgrupper kan konstatere skadelige effekter på sundheden. Det skal således bemærkes, at der ved fastsættelse af størrelsen af PTWI-værdierne for bly og cadmium ikke er indarbejdet nogen sikkerhedsmargin i forhold til et niveau, hvor der er konstateret effekter. For nikkel foreligger ikke nogen PTWI-værdi, og indtagelsen af nikkel er derfor sat i relation til den beregnede nikkelindtagelse

ifølge Overvågningssystemet 1992-1997 (Jørgensen *et al.*, 2000). Denne indtagelse svarer til landsgennemsnitlige forhold uden nogen særlig forurening af frugt og grøntsager. Nikkelindtagelse via kosten kan være et problem for personer, der i forvejen er sensibiliseret ved en kontaktallergi, og som derfor har risiko for en allergisk reaktion. Personer, der ikke i forvejen er sensibiliseret, vil ikke kunne påvirkes ved indtagelse af nikkel via kosten.

13.2 Fælles beregningsgrundlag og -metoder

Beregninger af såvel tungmetal som af PAH-indtaget bygger på en kostmodel, der er udviklet af Fødevarerdirektoratet på basis af kostundersøgelsen 1995 (Andersen *et al.* 1995) og suppleret med oplysninger fra Danmarks Statistiks forbrugsundersøgelse fra 1987. Kostundersøgelsen har givet data for fordelingen af 1837 voksne danskeres konsum af ca. 207 levnedsmidler (varearter). Kostmodellen beskriver danskernes sædvanlige og daglige forbrug af levnedsmidler. Kolonihaveejeres eventuelt særlige kostmønstre, der kan tænkes at omfatte et større konsum af grøntsager og frugt i en begrænset periode (høstsæsonen), kan ikke udledes af Kostundersøgelsen og er derfor ikke lagt til grund ved beregningen af indtagelsen af forureningerne. Det er forudsat, at indtagelse af alle de afgrøder, der indgår i beregningerne over merindtag (tabel 13.1), er af afgrøder, dyrket på forurenede jord. Da de færreste dyrker alle afgrøder selv, giver denne forudsætning et højt estimat.

Den konstaterede jordforurening kan påvirke forureningsniveauet i de varearter af grøntsager og frugt, der dyrkes i kolonihaver. De gennemførte dyrkningsforsøg har imidlertid ikke omfattet alle varearter blandt frugt og grøntsager, der kan tænkes dyrket lokalt. For at undgå risikoen for underestimering af indtaget af forureningerne er de fundne metalkoncentrationer i de dyrkede afgrøder forudsat også at forekomme i visse andre afgrøder med sammelige vækst- og eksponeringsforhold. Herved opnår man tilnærmede værdier for forureningskoncentrationen i så mange varearter i kostmodellen som muligt, jf. tabel 13.1.

Ved beregning af indtagelsen af tungmetaller sker dette som ovenfor nævnt for hele kosten, altså også med de levnedsmidler, der ikke er påvirket af forureningen. Det er de levnedsmidler, man køber i handelen og som ikke indeholder et forhøjet indhold af forureninger. Denne beregningsmetode er valgt, fordi PTWI-værdien gælder for tungmetalindtaget via samtlige levnedsmidler, vand og eventuelt spist jord (børn). (slettes fordi jeg ikke kunne finde referencen til denne påstand)

Tabel 13.1 Oversigt over analyserede afgrøder, analyseresultaternes anvendelse for andre afgrøder samt det samlede, gennemsnitlige konsum heraf.

Tungmetallindholdet er analyseret i:	Analyseresultat er indsat for følgende varearter i kostmodellen (Kostundersøgelsen, 1995)	Konsum, g/dag
Salat	Salat, grønkål, kinakål, spinat	7
Bønne	Bønne	2
Kartoffel med og uden skræl	Kartoffel	126
Gulerod med og uden skræl	Gulerod, selleri, radise (PAHer)	27
Radise	Gulerod, selleri (metaller)*	27
Pære med skræl	Pære, æble	49
Blomme	Blomme, kirsebær	2
Hyldebær	Hyldebær	<1
Ribs+solbær; brombær	Ribs, solbær	<1
Jostybær+stikkelsbær	Hindbær, stikkelsbær	1
Hasselnød	Hasselnød	<1

* se afsnit 13.3.1

Det skal bemærkes, at forsøgets resultater for tungmetallindhold i gulerødder ikke er benyttet ved estimering af bidraget fra gulerødder til det samlede tungmetallindtag via kosten. Dette skyldes, at de forholdsvis få høstede gulerodsprøver (n=4) var meget dårligt udviklede og udviste en stor variationsbredde i deres tungmetallindhold, selv om de var dyrket i jord fra samme lokalitet (se afsnit 8.5.1). Der var desuden en risiko for, at de små gulerødder indeholdt en højere koncentration af tungmetaller end veludviklede produkter. I konsekvens heraf er der - som anført i tabel 13.1 - for gulerødder benyttet tungmetallværdier for radise.

Det anførte konsum af grøntsager og frugt i tabel 13.1 udgør i alt 214 g/dag svarende til 53 % af det samlede gennemsnitlige grøntsags- og frugtkonsum på 403 g/dag (Andersen *et al.* 1995). Det ses, at konsumet af kartofler, æbler/pærer samt gulerødder udgør langt den største andel af konsumet af de undersøgte afgrøder. De grøntsager, der indgår i Kostundersøgelsen 1995, men som ikke er medregnet som forureningsbelastede afgrøder i indtagsberegningen (jf. tabel 13.1), er gengivet i Bilag 3. De pågældende varearter bidrager altså til det samlede tungmetallindtag svarende til deres normale tungmetallindhold, der kendes fra Overvågningssystemet (Jørgensen *et al.* 2000). Da visse af de i bilag 3 anførte afgrøder kan dyrkes i private haver, er der en risiko for en underestimering af deres bidrag til det samlede tungmetallindtag.

Voksnes konsum af levnedsmidler er bedre beskrevet i Kostundersøgelsen end små børns. Imidlertid påkalder børns indtagelse af især bly og benzo(a)pyren sig særlig interesse på grund af disse stoffers mulige skadevirkninger på børn. Antages børn at have stort set samme kvalitative kostsammensætning som voksne, hvilket Kostundersøgelsen 1995 giver belæg for, kan børns gennemsnitlige indtag af bly og benzo(a)pyren estimeres med udgangspunkt i beregningerne for voksnes gennemsnitlige indtag af stofferne. Der er gjort følgende forudsætninger:

- Kostundersøgelsens voksne gennemsnitsperson vejer 72 kg og spiser 10 MJ/dag.
- Et 2-års barn vejer 15 kg og har et estimeret energibehov på 5,9 MJ/dag.

Barnets gennemsnitlige blyindtag beregnes således som $5,9/10 = 59\%$ af de voksnes. Disse forudsætninger er ligeledes benyttet ved beregningerne for merindtag af PAH-forbindelser som vist i tabel 13.2

Tabel 13.2 Indtagsværdier for voksne og børn (2 år), anvendt ved PAH-beregningerne.

Afgrøde	Gruppe	Gennemsnit gram/dag	95 percentil gram/dag
Gulerødder	Voksne	25	85
Kartofler		126	290
Squash		1,5	10
Bladgrønt		6,7	23
Gulerødder	Børn, 2 år	15	50
Kartofler		76	171
Squash		0,9	6
Bladgrønt		4,0	14

Ved at multiplicere de fundne koncentrationer af PAH-forbindelser og tungmetaller i frugt og grøntsager fra undersøgelsen med forbruget af de enkelte afgrøder og derefter summere, er det muligt at beregne indtagelsen af PAH-forbindelser ved konsum af de pågældende afgrøder.

13.3 Indtaget af metaller med kosten, herunder afgrøder fra undersøgelsen

13.3.1 Resultater og diskussion

Resultaterne af indtagsberegningerne fremgår af tabel 13.3-13.7. Beregningerne er gennemført under forudsætning af to belastningssituationer. Den første situation belyser tungmetalindtagelsen med grøntsager med de gennemsnitlige og de maksimalt fundne tungmetalkoncentrationer i de dyrkede afgrøder i Valbyparkjorden. Da blyforureningen i jorden fra Valbyparkjorden (1000 mg/kg) ligger over afskæringskriteriet (400 mg/kg) må de fundne tungmetalindhold i de dyrkede grøntsager antages at være blandt de højest mulige for den pågældende jordtype. For frugterne er benyttet resultater for tungmetalindhold fra den geografisk nærliggende Kalvebod kolonihave, hvor blyniveauet i jorden er på 600 mg/kg.

Den anden belastningssituation estimerer tungmetalindtaget via grøntsager dyrket i jord med et tungmetalindhold svarende til Miljøstyrelsens afskæringsværdier, der for bly, cadmium og nikkel er henholdsvis 400 mg/kg, 0,5 mg/kg og 30 mg/kg jord. Grøntsagernes tungmetalindhold er for disse koncentrationer af tungmetallerne i jorden beregnede ved regressionsanalyse, som beskrevet i afsnit 8.5.3.

De fundne koncentrationer af flere af tungmetallerne i rodafgrøderne afhænger af, om disse er med eller uden skræl. Den direkte kontakt mellem dyrkningsjorden og afgrøden kan således føre til en betydelig overfladeforurening af kartofler og gulerødder. Da disse varearter kan spises både med og uden skræl, afhænger det beregnede tungmetalindtag af, om der benyttes data for tungmetalindhold svarende til ikke-skrællede eller skrællede

produkter. Desværre var de høstede gulerødder, som nærmere omtalt i afsnit 8.5, meget ringe udviklet og de fundne tungmetalindhold (jf. tabel 8.2 - 8.4) variable og muligvis urealistisk høje. Det blev derfor besluttet at benytte tungmetalværdier for radiser ved beregningen af indtaget af tungmetalbidraget fra skrællede gulerødder. I modsætning hertil var kartoflerne normalt udviklede, hvorfor indtagsberegninger kunne udføres såvel for skrællede som for ikke-skrællede produkter.

13.3.2 Bly

Blyindtaget med kosten er estimeret efter retningslinierne beskrevet i afsnit 13.2 og 13.3.1. Ved beregningen af blyindtaget fra afgrøder dyrket i forurenede jord er der benyttet blyindhold i kartofler med skræl. For den tilsvarende beregning baseret på overvågningssystemets resultater ("Overvågningssystemet, 3. periode"), er benyttet blyindhold for kartofler uden skræl, idet blyindholdet i kartofler med skræl ikke er undersøgt i Overvågningssystemet.

Tabel 13.3 Blyindtag med hele kosten for voksne med et gennemsnitligt, samt 90 og 95 percentil konsum.

Belastningssituation	Gennemsnit µg/dag	Gennemsnit µg/kg lgmv./dag	% PTWI	90 Percentil µg/kg lgv./dag	95 Percentil µg/kg lgv./dag
Overvågningssystem et, 3. periode ¹⁾	18	0,25	7	0,35	0,39
Valby, gns. indhold ²⁾	54	0,75	21	1,15	1,33
Valby, maks. indhold ²⁾	67	0,93	26	1,47	1,74
Afskæringsværdi, gns. ²⁾	42	0,58	16	0,88	1,01
Afskæringsværdi, 95% øvre ²⁾	48	0,67	19	1,01	1,17

¹⁾ Der er benyttet data for blyindhold i kartofler uden skræl. ²⁾ Der er benyttet data for blyindhold i kartofler med skræl

Resultaterne i tabel 13.3 viser et markant forøget blyindtag for voksne ved konsum af afgrøder dyrket i begge de anførte belastningssituationer i sammenligning med afgrøder med blyindhold svarende til Overvågningssystemet.

Forskellen på blyindtaget svarende til "Overvågningssystemet" og "Valby, gns.indhold" er på 36 µg/dag. Ved indsætning i kostmodellen af værdier for blyindhold i kartofler uden skræl viser det sig, at 75% af forskellen (=27 µg/dag) skyldes det høje blyindhold i kartofler med skræl. Det store enkeltbidrag til blyindtaget fra kartofler fremkommer som følge af et højt konsum på 126 g/dag i kombination med et betydeligt blyindhold i kartofler med skræl. Bidraget fra kartofler til det samlede blyindtag med kosten kan næsten elimineres ved skrælning af kartoflerne, idet blyindholdet i kartofler uden skræl er meget lavt (jf. tabel B1.7). Den resterende forskel i blyindtag ned til "Overvågningssystemet" skyldes merindholdet i afgrøderne dyrket i den forurenede jord.

Den beregnede 95 percentil for indtaget af bly ("Valby, maks. indhold") i tabel 13.3 er på 1,7 µg/kg lgmv./dag, hvilket svarer til 48 % af PTWI for en person på 72 kg legemsvægt. Dette indtagsestimat repræsenterer "worst case" i undersøgelsen. Enkelt personer, hvis forbrug af levnedsmidler svarer til 95 percentilen i konsumfordelingen vil ofte have en større kropsvægt end personer med et gennemsnitligt kostforbrug. Herved vil det høje blyindtag udtrykt i procent af PTWI antage en mindre værdi, fordi PTWI størrelsens enhed er µg per kg legemsvægt.

Der er ligeledes i tabel 13.3 anført det estimerede gennemsnitlige og øvre blyindtag med afgrøder dyrket i jord med et blyindhold på 400 mg/kg svarende til afskæringsværdien. Det fremgår, at blyindtaget i denne situation er noget mindre end det beregnede for Valbyparken, og udgør gennemsnitligt 16 % af PTWI-værdien.

Tabel 13.4 Blyindtag for et 2-års barn (15 kg) med et gennemsnitligt kostkonsum under anvendelse af blyindhold i kartofler henholdsvis med og uden skræl. De øvrige bidrag til det samlede blyindtag med kosten for en given belastningssituation er uforandret.

Belastningssituation	kartofler med skræl			kartofler uden skræl		
	µg/dag	µg/kg lgmv./dag	% PTWI	µg/dag	µg/kg lgmv./dag	% PTWI
Overvågningssystemet, 3. periode		Kendes ikke		11	0,7	20
Valby, gns. indhold	32	2,1	59	16	1,1	30
Valby, maks. indhold	40	2,6	74	18	1,2	34
Afskæringsværdi, gns.	25	1,7	47	13	0,9	25
Afskæringsværdi, 95% øvre	28	1,9	52	14	1,0	27

Børns gennemsnitlige blyindtag med samme forholdsmæssige kostsammensætning som voksne fremgår af tabel 13.4. Der er gennemført en beregning for såvel kartofler med skræl som kartofler uden skræl i de to samme belastningssituationer ("Valby" og "Afskæringsværdi") som for voksne. Resultaterne viser, at børns blyindtag med kosten ("Valby, gns. indhold") ligger på godt halvdelen af PTWI under brug af gennemsnitlige blyindhold i de dyrkede afgrøder, herunder brug af blyindhold i kartofler med skræl. Benyttes derimod de fundne maksimumværdier for blyindhold i afgrøderne ("Valby, maks. indhold) udgør blyindtaget ca. ¾ af PTWI.

Til illustration af skrælnings betydning for børns blyindtag er der ligeledes i tabel 13.4 beregnet et indtag, der modsvarer konsum af kartofler uden skræl. Beregningerne viser, at indtaget herved er halveret, hvilket alene skyldes effekten af skrælning af kartoflerne. Ved sammenligning med børns blyindtag ved konsum af afgrøder svarende til "Overvågningssystemet, 3. periode" viser de gennemførte beregninger et merindtag på 5-7 % af PTWI ved konsum af afgrøder dyrket i jord, der er blyforurenet svarende til afskæringsværdien. I den værst tænkelige forureningssituation svarende til "Valby" udgør merindtaget 10-14 % af PTWI. Imidlertid ligger blyindholdet i denne jord over afskæringsværdien, hvorfor denne jord ikke bør benyttes til f.eks. dyrkning af afgrøder.

Specielt for børn gælder det, at blyindtaget via kosten bør ligge noget under PTWI-værdien. Dette skyldes, at der må påregnes bidrag fra øvrige kilder til

den totale belastning med stoffet, bl.a. ved indtagelse gennem munden af blyholdigt jord og støv. Man har ikke kunnet fastsætte nogen eksakt nedre tærskelværdi for fravær af sammenhæng mellem blyeksponering og børns intellektuelle udvikling. Ved den seneste vurdering foretaget af FAO/WHO i 1999 blev det konkluderet, at den nuværende indtagelse af bly med fødevarer har en negligerbar effekt på børns intellektuelle udvikling (FAO/WHO 2000). I denne sammenhæng vil den i tabel 13.4 estimerede forøgelse af blyindtagelsen fra 20 % til 25-27 % af PTWI være uden sundhedsmæssig betydning.

Det er på denne baggrund tilrådeligt, at afgrøder dyrket i jord med et blyindhold svarende til afskæringskriteriet skylles og skrælles inden konsum, for på denne måde at reducere afgrødernes blyindhold og dermed deres bidrag til den samlede belastning mest muligt.

Det fremgår af tabel 13.4 at der for børn, i modsætning til voksne, ikke er beregnet 90 og 95 percentiler for blyindtaget med kosten. Dette skyldes, at der i Kostundersøgelsen fra 1995 foreligger for få oplysninger om variationen i de 2 årige børns kostmønstre for at tillade en sådan beregning. En omregning fra de høje percentiler for voksnes blyindtag til børns blyindtag baseret på energiindtagelsen i lighed med, hvad der er gennemført i gennemsnitssituationen kan heller ikke forsvares. Dette skyldes manglende viden om, hvorvidt man kan regne med et simpelt forhold i energiindtagelsen mellem voksne og børn for de høje fraktiler i energiindtaget.

13.3.3 Cadmium

Beregningerne af cadmiumindtaget er samlet i tabel 13.5.

Tabel 13.5 Cadmiumindtag med hele kosten for voksne med et gennemsnitligt, samt 90 og 95 percentil konsum.

Belastningssituation	Gennemsnit µg/dag	Gennemsnit µg/kg lgmv./dag	% PTWI	90 Percentil µg/kg lgv./dag	95 Percentil
Overvågningssystem et, 3. periode ¹⁾	17	0,2	24	0,3	0,4
Valby, gns. indhold ²⁾	15	0,2	21	0,3	0,3
Valby, maks. indhold ²⁾	15	0,2	21	0,3	0,3
Afskæringsværdi, gns. ²⁾	15	0,2	21	0,3	0,3
Afskæringsværdi, 95% øvre ²⁾	16	0,2	22	0,3	0,3

¹⁾ Der er benyttet data for blyindhold i kartofler uden skræl. ²⁾ Der er benyttet data for blyindhold i kartofler med skræl

Resultaterne i tabel 13.5 viser, at voksnes indtag af cadmium via konsum af afgrøder fra Valbyparken er på samme niveau som ved konsum af afgrøder med et cadmiumindhold svarende til Overvågningssystemets resultater. Der er altså ikke tegn på, at afgrøderne er belastet mere end afgrøder dyrket under landsgennemsnitlige forhold. I modsætning til bly, påvirker skræling af kartofler ikke cadmiumindtaget nævneværdigt. Dette skyldes, at cadmium er

ligeligt fordelt mellem skræl og kartoffel (tabel B1.6–6). Det beregnede cadmiumindtag via afgrøder dyrket i jord med et cadmiumindhold på afskæringsværdien ligger som vist i tabel 13.5 tæt på indtaget i de andre belastningssituationer. I alle tilfælde ligger cadmiumindtaget via kosten under PTWI-værdien.

Tabel 13.6 Cadmiumindtag for et 2-års barn (15 kg) med et gennemsnitligt kostkonsum under anvendelse af cadmiumindhold i kartofler henholdsvis med og uden skræl. De øvrige bidrag til det samlede cadmiumindtag med kosten for en given belastningssituation er uforandret

Belastningssituation	kartofler med skræl			kartofler uden skræl		
	µg/dag	µg/kg lgmv./dag	% PTWI	µg/dag	µg/kg lgmv./dag	% PTWI
Overvågningssystemet, 3. periode		Kendes ikke		10	0,7	70
Valby, gns. indhold	9	0,6	60	9	0,6	60
Valby, maks. indhold	9	0,6	60	9	0,6	60
Afskæringsværdi, gns.	9	0,6	59			
Afskæringsværdi, 95% øvre	9	0,6	63			

Børns indtag af cadmium er vist i tabel 13.6. Det beregnede indtag for de forurenede jorde medfører et cadmiumindtag via kosten, der ikke overstiger det landsgennemsnitlige indtag fra Overvågningssystemet. Tabellen viser desuden, at der ikke er forskel i cadmiumindtaget ved konsum af kartofler med og uden skræl.

Generelt ligger befolkningens og især børns indtagelse af cadmium relativt tæt op mod PTWI-værdien for dette stof, såvel for beregninger baseret på Overvågningssystemet (70%) som på resultater fra denne undersøgelse (op til 63%). Det bør derfor tilstræbes, at belastningen af miljøet og dermed af levnedsmidlerne med dette stof minimeres.

13.3.4 Nikkel

Beregningerne af nikkelindtaget er samlet i tabel 13.5.

Tabel 13.7 Nikkel indtag med hele kosten for voksne med et gennemsnitligt, samt 90 og 95 percentil konsum.

Belastningssituation	Gennemsnit µg/dag	% af OS	90 Percentil µg/dag	95 Percentil µg/dag
Overvågningssystemet (OS), 3. periode ¹⁾	160	100	232	270
Valby, gns. indhold ²⁾	174	109	249	287
Valby, maks. indhold ²⁾	181	113	258	297
Afskæringsværdi, gns. ²⁾	173	108	248	286
Afskæringsværdi, 95% øvre ²⁾	179	112	256	296

¹⁾ Der er benyttet data for blyindhold i kartofler uden skræl. ²⁾ Der er benyttet data for blyindhold i kartofler med skræl

Indtaget af nikkel er beregnet i tabel 13.7 for afgrøder fra Valbyparken og er desuden estimeret for afgrøder dyrket i jord med et nikkelindhold svarende til afskæringskriteriet på 30 mg/kg jord. Resultaterne viser, der ved konsum af afgrøderne i begge belastningssituationer kan konstateres en svag stigning i indtaget på omkring 10 % i sammenligning med den landsgennemsnitlige nikkelindtagelse kendt fra Overvågningssystemet. Dette vurderes at være uden negativ betydning for sundheden.

13.3.5 Andre sporelementer

Arsen

Forekomsten af arsen i dyrkningsjorden er ret beskeden, bortset fra i jord fra Valbyparken. Ifølge en tidligere publiceret indtagsberegning for arsen med kosten (Levnedsmiddelstyrelsen 1990) bidrager grøntsager og frugt med ca. 5 %, mens fisk og skaldyr dominerer indtaget med ca. $\frac{3}{4}$ af det totale indtag. Resultaterne for arsen i de dyrkede grøntsager viser, at indholdet heraf ikke er signifikant forhøjet i forhold til grøntsager dyrket i Referencejorden. Der er dog en tendens til lidt højere arsenindhold især i grøntsager dyrket i Valbyparkjorden. Det forøgede indtag af stoffet via konsum af lokalt dyrkede afgrøder vurderes således, set i sammenhæng med andre mere væsentlige kilder til arsen i kosten, som meget ringe.

Ved diskussionen af arsens mulige skadevirkninger skal der skelnes skarpt mellem det toksiske **uorganisk** arsen i modsætning til det mindre giftige organisk bundne arsen, der især stammer fra fisk og skaldyr. Selv om man konservativt antager at al arsen, der indtages via mad dyrket i det terrestriske miljø er uorganisk arsen, vil dette indtag udgøre mindre end nogle få procent af PTWI-værdien for uorganisk arsen på 15 µg/kg lgm.v./uge. Der er altså rigelig afstand op til PTWI-værdien, således at de fundne arsenindhold i lokalt dyrkede afgrøder ikke vurderes at udgøre noget sundhedsmæssigt problem.

Chrom

Chrom er et essentielt grundstof for mennesker. Forekomsten af chrom i forsøgsjordene overskrider ikke i noget tilfælde afskæringskriteriet. Det kan desuden noteres, at de fundne kromindhold i afgrøderne, bortset fra i kartofler med skræl, er beskedne. Resultater fra Overvågningssystemet (Jørgensen et al. 2000) viser, at indtaget af chrom fra grøntsager og frugt udgør omkring 1/10 af totalindtaget fra alle kostkilder. Det vurderes, at stigningen i indtaget af chrom via de forureningsbelastede afgrøder er begrænset. Endelig skal det nævnes, at chrom i iltningstrinnet +6 (chromat) er en giftig chromforbindelse. Imidlertid regner man på grund af denne forbindelses ringe kemiske stabilitet ikke med, at chromat forekommer i biologisk materiale. Chrom i iltningstrinnet +3, der er stabilt, er essentielt for mennesker og man regner med, at der er en meget stor afstand fra det daglige indtag på ca. 50 µg/dag til det skadelige indtagsniveau (Mertz et al. 1994). Den forøgede indtagelse af chrom med afgrøder af lokal oprindelse vurderes derfor som uden skadelig virkning på mennesker.

Zink

Zink er et essentielt grundstof for mennesker. På trods af betydelige indhold af zink i forsøgsjordene, ligger indholdet af dette stof i afgrøderne på samme koncentrationsniveau som Overvågningssystemets værdier. Det normale indtag af zink via kosten blandt voksne er omkring 12 mg/dag og for småbørn

omkring 11 mg/dag (Andersen *et al.* 1995). Ifølge Nordiske Næringsstofanbefalinger (1996) ligger den sikre overgrænse for voksnes zinkindtag på 45 mg/dag og for børn på 25 mg/dag. De foreliggende data fra dyrkningsforsøget viser, at disse anbefalede grænser ikke bliver overskredet.

Kobber

Kobber er et essentielt grundstof for mennesker. Dyrkningsjordenes indhold af kobber i undersøgelsen ligger bortset fra Valbyparkjorden inden for rådgivningsintervallet. For visse af de dyrkede afgrøder er kobberindhold forhøjet med en faktor 2-3 i forhold til Overvågningsystemets værdier. Den danske normale indtagelse af kobber blandt voksne er 2.9 mg/dag (upublicerede data) (Andersen *et al.* 1995). Til sammenligning regnes det sikre øvre indtag for kobber at ligge på 10-12 mg/dag for voksne (WHO 1996). De fundne resultater for kobber i afgrøderne vurderes ikke at udgøre nogen sundhedsrisiko.

13.3.6 Konklusion

De gennemførte beregninger af tungmetalindtaget via hele kosten, herunder afgrøder dyrket i forurenede jord, viser at børns blyindtagelse ligger tættest på det foreløbigt fastsatte tolerable højeste indtag (PTWI). Spisning af afgrøder dyrket i jord med forhøjede blykoncentrationer (Valbyparkjord og Kalvebod) kan således medføre et blyindtag på $\frac{3}{4}$ af PTWI. Dette efterlader imidlertid kun en ringe margin til blyindtag fra andre kilder som f.eks. jordspisning. Kartoffler uden skræl har imidlertid et langt lavere blyindhold end kartofler med skræl. Ved skræling af kartofler inden kogning opnår man således en kraftig reduktion i børns blyindtag, hvorved risikoen for overskridelser af PTWI minimeres. Det beregnede blyindtag med børns kost, herunder via afgrøder dyrket i jord med et blyindhold på afskæringsværdien (400 $\mu\text{g/g}$), vil udgøre 25 % af PTWI. Tilsvarende vil det beregnede blyindtag med afgrøder dyrket i jord med et blyindhold over afskæringsværdien i det værste tænkelige tilfælde (d.v.s. Valbyparkjorden) kunne udgøre ca $\frac{1}{3}$ af PTWI. Børns blyindtag med en kost, der indeholder bly svarende til Overvågningsystemets resultater udgør 20 % af PTWI. Den beskrevne øgning i blyindtag på 5 % af PTWI vil således efterlade lidt plads til blybidrag fra andre kilder end kosten. Følgende kostråd bør derfor altid følges: Såfremt man spiser afgrøder dyrket på blyforurenede jord med et blyindhold op til afskæringskriteriet skal man altid skylle og/eller skrælle disse inden tilberedning og eventuel kogning. De fundne indhold af de øvrige stoffer, cadmium, nikkel, arsen, chrom, zink og kobber adskiller sig ikke fra levnedsmidlers normale indhold. De estimerede indtag af grundstofferne med kosten er således ikke forøget i forhold til den normale kost.

13.4 Indtaget af benzo(a)pyren med grøntsager dyrket i forurenede jord

Fra dyrkningsforsøgene foreligger der PAH-analyser for seks forskellige PAH-forbindelser i gulerod (uskrællet og skrællet), kartoffel (uskrællet og skrællet), squash og salat (tabel B1.11).

I det følgende fokuseres på benzo(a)pyrenindhold (BaP) og -indtag, idet BaP er den PAH-forbindelse, der er bedst undersøgt i toksikologisk henseende, og da BaP-indholdet ofte anføres som indikator for en PAH-blandings sundhedsskadelige effekter. Krav til BaP-indholdet benyttes således ofte i forbindelse med grænseværdifastsættelse for PAH-forureninger i luft, jord og vand.

Ved beregning af merindtag af BaP sammenholdes middelværdien af BaP-indholdet i grøntsagerne dyrket i Referencejorden fra forsøget med gennemsnitligt BaP-indhold på 0,084 mg/kg i jorden (jordkvalitetskriterium: 0,1 mg/kg) med middelværdien af BaP-indholdet i grøntsager dyrket i forurenede Cometjord med gennemsnitligt BaP-indhold på 2,1 mg/kg (afskæringskriterie: 1 mg/kg). Merindholdet af BaP i grøntsager, dyrket på forurenede jord, ganges med afgrødeindtag af de enkelte afgrøder for både børn og voksne (gennemsnitsindtag og 95-percentilindtag for afgrøderne). Der er ikke foretaget beregninger for afgrøder, dyrket i Valbyparkjord (middelværdi for BaP-indhold i jord: 14,9 mg/kg), idet denne jord ligger væsentligt over afskæringskriteriet.

Tabel 13.8 – 13.9 viser merbidraget af BaP for afgrøder dyrket på Cometjord:

Tabel 13.8 Merindtag uden skrælning af afgrøder.

Merindtag, ng BaP/dag					
Afgrøde	Forøget konc. i afgrøde ng/g*	Barn		Voksen	
		Gennemsnit	95-percentil	Gennemsnit	95-percentil
Gulerod m. skræl**	1,4 – 0,01 = 1,39	20,9	76,5	36,1	129
Kartofler m. skræl	0,78 – 0 = 0,78	57,7	133	98,3	226
Squash	0,03 – 0,01 = 0,02	0,02	0,12	0,03	0,20
Bladgrønt	0,11- 0,004 0,106	0,42	1,48	0,71	2,44
I alt		79,0	211	135	358

*BaP-niveauer i afgrøder fra Cometjord – BaP-niveauer i afgrøder fra Referencejord

** gulerod = gulerod + radise + selleri

Tabel 13.9 Merindtag efter skrælning af afgrøder.

Merindtag af BaP/dag					
Afgrøde	Forøget konc. i afgrøde ng/g*	Barn		Voksen	
		Gennemsnit	95-percentil	Gennemsnit	95-percentil
Gulerod u. skræl**	0,08 – 0 = 0,08	1,20	4,40	2,08	7,44
Kartofler u. skræl	0,04 – 0 = 0,04	2,96	6,84	5,04	11,6
Squash	0,03 – 0,01 = 0,02	0,02	0,12	0,03	0,20
Bladgrønt	0,11- 0,004 0,106	0,42	1,48	0,71	2,44
I alt		4,60	12,8	7,86	21,68

*BaP-niveauer i afgrøder fra Cometjord – BaP-niveauer i afgrøder fra Referencejord

** gulerod = gulerod + radise + selleri

Af tabellerne ses, at BaP bidraget mindskes betydeligt når gulerødder og kartofler skrælles. Før og efter skrælning var BaP-niveauerne i kartofler fra Cometjord henholdsvis 0,78 ng/g og 0,04 ng/g og for gulerødder henholdsvis

1,4 ng/g og 0,08 ng/g. Dvs. niveauerne ved skrælning for kartoffel og gulerod reduceres til ca. 1/20.

13.5 Vurdering vedrørende PAH-forbindelser i grøntsager

Da der savnes viden om det danske baggrundsniveau af PAH-forbindelser og BaP i grønt og frugt, kan der ikke umiddelbart angives en konkret acceptgrænse i forhold til de analyseresultater, der er fremkommet ved analyse af afgrøder dyrket på PAH-forurenede jord.

Data fra udenlandske undersøgelser viser, at indhold op til 0,1 µg/kg BaP i rodfrugter og 0,02-0,04 µg/kg i frugter næppe kan betragtes som afvigende fra almindelig baggrundskoncentration.

Niveauerne i gulerødder og kartofler (uskrællet) ligger således betydeligt over, hvad man må formode som baggrundsniveau, hvilket BaP-indholdet i grøntsager dyrket på referencejord også tydeligt indikerer.

13.5.1 Risikogruppe

Børn anses generelt af være mest udsat for jordforurening ved direkte udsættelse for jord (hudkontakt, jordspisning). I forbindelse med udsættelse med forurenede afgrøder må børn anses for at være mest udsatte, da børn forholdsmæssigt indtager en større mængde fødevarer end voksne jf. betragtningerne vedrørende energi-indtag ovenfor.

13.5.2 Børns BaP-eksponering

Der findes ikke data for BaP-udsættelsen af børn med føden, men en udsættelse på ca. ½ af udsættelsen for en voksen må anses for realistisk svarende til 50-1000 ng BaP pr dag ifølge undersøgelser refereret af Hattemer-Frey & Travis (1991) og Menzie *et al.* (1992).

13.5.3 BaP-udsættelse ved acceptgrænser i jord og vand

I forbindelse med fastsættelse af jordkvalitetskriteriet for følsom anvendelse på 0,1 mg BaP/kg er der regnet med at et barn på 10 kg i gennemsnit spiser 0,2 g jord pr dag svarende til dagligt indtag på 20 ng BaP. Denne tolerable BaP-dosis (svarende til 0,2 ng/kg lgv/d) svarer ifølge WHO's potenseestimat i forbindelse med beregning af en grænseværdi i drikkevand til en 10⁻⁶ livstidsrisiko for cancer.

I det nye EU direktiv (Drikkevandsdirektivet) er der fastsat en grænseværdi for drikkevand på 0,01 µg BaP/l og på 0,1 µg/l for summen af PAH. Dette vil for et barn, der indtager 1 liter vand pr. dag, svare til et indtag på 10 ng BaP pr. dag.

13.5.4 Vurdering af indtag af forurenede afgrøder

I forbindelse med indtag af afgrøder fra forurenede Cometjord anslås, at børn i gennemsnit vil blive udsat for øget belastning med BaP på ca. 80 ng/d, forudsat der udelukkende indtages hjemmedyrkede afgrøder (især kartofler og gulerødder er betydende), og at disse ikke skrælles. For børn med særligt stort grøntsagsindtag (svt. 95-percentilen) er merindtaget beregnet til ca. 210 ng/d. Disse merindtag ligger væsentligt over, hvad man på baggrund af indhold i jord og vand svarende til de aktuelle grænseværdier vil tolerere som direkte BaP-bidrag fra disse medier.

Merindtaget kan reduceres betragteligt ved at skrælle kartofler og gulerødder, da det gennemsnitlige merindtag kan beregnes til ca. 5 ng BaP pr. dag, mens merindtaget ved højt grøntsagsindtag kan beregnes til ca. 12 ng BaP pr. dag. Disse mængder er af samme størrelsesorden, som man accepterer for merindtaget ved direkte udsættelse for jord og ved indtag af drikkevand. Merindtaget vil i realiteten være endnu lavere set over året, idet man må forvente, at konsum af hjemmedyrkede afgrøder kun dækker en mindre del af det årlige forbrug.

Cometjordens indhold af BaP er ca. 2 gange højere end afskæringskriteriet, hvorfor BaP-niveauerne i afgrøder dyrket ved afskæringskriteriet alt andet lige vurderes at ligge lavere.

13.5.5 Konklusion

I forbindelse med konsum af grøntsager dyrket i PAH-forurenede jord op til afskæringskriteriet vurderes indtag af kartofler og gulerødder at bidrage med størst BaP-bidrag. Ved indtag af uskrællede kartofler og gulerødder vurderes dette indtag uacceptabelt højt. Ved skrælning af kartofler og gulerødder nedbringes indhold af BaP betydeligt og indholdet vil være på niveau med hvad litteraturen opgiver som baggrundskoncentrationer. Merindtaget af BaP vil ved konsum af skrællede kartofler og gulerødder blive bragt ned på en størrelse (5-13 ng/d) som anses tolerabel i andre sammenhænge, hvor udsættelse med PAH og BaP søges begrænset. BaP-bidraget fra grøntsagerne vil i denne forbindelse kun udgøre en forholdsvis lille andel af den almindelige baggrundsbelastning med PAH og BaP, der for børn skønnes at ligge i intervallet 50 –1000 ng/ BaP/d.

Grundlaget for beregningerne er, at alle grøntsager rengøres grundigt inden konsum, idet indtag af små mængder vedhæftet jord vil kunne medføre en betydelig og uacceptabel forøget BaP-indtagelse.

13.6 Vurdering af BaP-indtag med frugt og bær fra Skagen

Da der savnes viden om det danske baggrundsniveau af PAH og BaP i frugt og bær, kan der ikke umiddelbart angives en konkret acceptgrænse i forhold til de analyseresultater, der er fremkommet ved analyse af frugt og bær dyrket på PAH-forurenede jord.

Data fra udenlandske undersøgelser viser, at BaP-indhold i intervallet 0,02-0,04 µg/kg i frugter næppe kan betragtes som afvigende fra almindelig baggrundskoncentration.

13.6.1 Bærbuske, stikkelsbær og hyben

Analyserne viser, at stikkelsbær dyrket på en af de sværere forurenede grunde (med op til 425 mg PAH/kg jord¹, 29 mg BaP/kg jord; middelværdi af tre dybder = 13 mg BaP/kg jord) har indhold af BaP op til 0,12 ng/g. På nogle af de i forhold til dette mere moderat forurenede parceller (omkring 100 mg PAH/kg jord) er BaP-indhold i stikkelsbær fundet til 0,01 ng/g. Et niveau på 0,12 ng/g i stikkelsbær må anses for et lettere forhøjet niveau.

For hyben er der fundet en koncentration på op til 0,05 ng/g BaP i en samleprøve, mens en anden samleprøve af hyben fra forurenede jord ikke indeholdt BaP. Det fundne indhold kan eventuelt skyldes jord i prøven, eller at der er optaget BaP i hyben-skallen fra jord, der har siddet på frugten under modningen. Det kan på det foreliggende grundlag med et lettere forhøjet niveau i en samleprøve ikke udelukkes, at der har været en enkelt prøve med et uacceptabelt højt indhold af BaP.

Ud fra prøverne af stikkelsbær og hyben vurderes det, at lettere forhøjede niveauer af PAH'er (BaP) kan forekomme i forbindelse med dyrkning på svært forurenede jord. Det er vanskeligt at vurdere, om niveauet skyldes optagelse eller adsorption af små vanskeligt afvaskelige partikler. For stikkelsbær og hyben vil tilsmudsning af bærrerne på buskenes nederste grene kunne forekomme. På svært forurenede områder vil der trods rengøring på bær kunne sidde små jordpartikler, som p.g.a. den høje PAH-koncentration vil kunne medføre en betydeligt højere udsættelse end de aktuelle fund ovenfor angiver, idet man her ikke nødvendigvis har haft fat i de værste bær m.h.t. tilsmudsning samtidig med at laboratoriet har været omhyggelig med grundig rengøring, der sagtens kan overstige den almindelige borgers omhu ved rengøring af mange bær.

13.6.2 Frugttræer, æbler, pærer og blommer

Her ses for æbler værdier op til 0,1 ng/g BaP. Dette må betragtes som et lettere forhøjet niveau i forhold til et formodet baggrundsniveau på 0,02-0,04 ng BaP/g, men kan næppe anses for at være et ikke-tolerabelt niveau, da man må formode at de hjemmedyrkede blomster, æbler og pærer med op til tilsvarende BaP niveauer kun dækker en forholdsvis lille andel af det årlige konsum af frugt.

Ved indtag af æbler og pærer med et indhold på 0,1 ng BaP/ kg vil et barn, der gennemsnitligt spiser 29 g æbler og pærer pr. dag indtage ca. 3 ng BaP. Til sammenligning kan beregnes et indtag på 20 ng BaP for direkte eksponering med jord, der netop overholder jordkvalitetskriteriet på BaP på 0,1 mg/kg.

¹ De her refererede værdier for total PAH er summen af 15 PAH-forbindelser, se evt. tabel B2.9.

13.6.3 Konklusion

Ud fra de gennemførte analyser fra Skagen vurderes konsum af blommer, æbler og pærer dyrket på tjæreforureneede grunde ikke at medføre uacceptabel forøget eksponering med BaP.

Niveauet af BaP i bær (stikkelsbær og hyben) dyrket på tjæreforuren jord vurderes som helhed ikke at være forskelligt fra rapporterede baggrundsniveauer i litteraturen. På grund af et enkelt meget afvigende prøveresultat kan det dog ikke udelukkes, at bær kan indeholde et uacceptabelt højt BaP-indhold. Ved de høje jordforureningsniveauer må det også tages i betragtning, at indtagelse af bær kan medføre en betydelig ekstrabelastning med BaP, såfremt disse ikke er fuldstændigt rengjorte for jordrester.

14 Konklusion

På baggrund af de udførte undersøgelser og vurderinger har styregruppen konkluderet følgende vedrørende spising af afgrøder dyrket på lettere forurenede jord, defineret som jord forurenede med PAH-forbindelser og/eller metaller i koncentrationer, som overskrider jordkvalitetskriterierne, men som er lavere end afskæringskriterierne.

Der kan i afgrøderne findes niveauer af PAH-forbindelser (repræsenteret ved benzo(a)pyren) og bly, som er sundhedsmæssigt uacceptabelt. Dette skyldes de forholdsvis høje koncentrationer, der ses i rodfrugter på grund af den direkte kontakt med den forurenede jord. Størstedelen af indholdet findes i den yderste del af rodfrugterne og kan hermed fjernes ved skrælning. Selvom skrælning fjerner størstedelen af forureningsindholdet, kan spising af afgrøder medføre et øget indtag af PAH-forbindelser (benz(a)pyren) og bly, om end ekstraindtaget er beskedent.

Der kan ske et ekstraindtag af benz(a)pyren i en størrelse, der er meget mindre end det indtag, som accepteres via drikkevand eller ved indtagelse af jord. For bly kan der ske et ekstraindtag, som medfører, at det samlede indtag svarer til 25% af den midlertidigt fastsatte grænse for blyindtag (PTWI). Dette skal ses i relation til en normalindtagelse svarende til 20% af PTWI.

Størrelsen af ovenstående indtag er beregnet under forudsætning af, at alle afgrøder vaskes grundigt, og at rodfrugter skrælles. Jordbær indgik ikke i undersøgelsen, men da jordbær er i forholdsvis tæt kontakt med jorden, og da de vanskeligt kan skylles grundigt, må det (evt. indtil videre) anbefales, at de ikke spises.

Det er i styregruppen blevet påpeget, at ekstraindtag af PAH-forbindelser og bly principielt ikke er acceptabelt, da der ikke findes en nedre grænse for disse stoffers skadevirkning.

Miljøstyrelsen vurderer ud fra en samlet betragtning, herunder det ernæringsmæssigt gavnlige i indtagelse af frugt og grøntsager, at indtagelse af hjemmedyrkede afgrøder ikke bør frarådes, da der er tale om beskedne ekstraindtag, men at visse forholdsregler anbefales (vask og skrælning).

Ved vurdering af om det er acceptabelt at dyrke afgrøder i let forurenede jord, kan man imidlertid ikke begrænse vurderingen til selve indtagelsen af afgrøder. Det er ved dyrkning af grøntsager ikke i praksis muligt at undgå frie jordoverflader, og en deraf medfølgende eksponering af mennesker (specielt børn) for jord og jordstøv. Der kan ad denne vej ske en uacceptabel høj eksponering af børn for forureningskomponenter i jorden. Dyrkning af frugt og bær kan godt foregå, uden at der forekommer frie jordoverflader, idet der kan udlægges et dæklag af rene materialer til afskærmning af den forurenede jord. Ovennævnte betragtning om det problematiske ved selve dyrkningen gælder således ikke for frugt og bær.

Ved de konkret undersøgte jordforureningsituationer (kolonihaverne i København og de tjæreforurenede grunde i Skagen), hvor

afskæringskriterierne generelt er overskredet, vurderer Miljøstyrelsen på baggrund af undersøgelsesresultaterne, at der ikke er grundlag for at fraråde spisning af frugt, forudsat at denne vaskes grundigt forinden. Vedrørende bær vurderes det, at spisning af bær som sidder tæt på jorden, eller som på plukningstidspunktet er tilsmudset med jord, må frarådes. Der anses ikke at være grundlag for at fraråde spisning af bær i øvrigt, forudsat at disse vaskes grundigt forinden.

15 Litteratur

Alexander M. (1995): How toxic are toxic chemicals in soil? *Environmental Science and Technology* **29** 2713-2717.

Andersen. N.L. S. Fagt, M.V. Groth, H.B. Hartkopp, A. Møller, L. Ovesen & D.L. Warming (1996): Danskernes kostvaner 1995. Hovedresultater. Publikation nr. 235. Levnedsmiddelstyrelsen, Søborg, 298 pp.
<http://www.vfd.dk/publikationer>.

Aten C.F. & S.K. Gupta (1996): On heavy metals in soil; rationalization of extractions by dilute salt solutions, comparison of the extracted concentrations with uptake by ryegrass and lettuce, and the possible influence of pyrophosphate on plant. *The Science of the Total Environment*, 178, 45-53.

Bromilow R.H. & K. Chamberlain (1995): Principles governing uptake and transport of chemicals. I Trapp S. & C. Mc Farlane (eds) *Plant contamination, modelling and simulation of organic chemical processes*. 254 pp. CRC Press, Lewis Publishers, Florida.

Davies B.E. (1978): Plant available lead and other metals in British garden soils. *The Science of the Total Environment* 9, 243-262.

Del Castillo P. & W.J. Chardon (1995): Uptake of soil cadmium by three field crops and its prediction by a pH-dependent Freundlich sorption model. *Plant and Soil* 171, 263-266.

Delschen T. A. Hembrock-Heger & U. Necker (1996): Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze. Teil 1: Systematische Untersuchungen zum Verhalten von PAK und PCB im System Boden/Pflanze auf der Lysimeteranlage Waldfeucht (1989-1994). Landesumweltamt NRW im Einvernehmen mit dem Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. Essen. 173 pp.

Delschen T., A. Hembrock-Heger, J. Leisner-Saaber & D. Sopczak (1999): Verhalten von PAK im System Boden/Pflanze, PAK-Belastung von Kulturpflanzen über den Luft-/Bodenpfad. *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 11, 79-87.

Dudka S. & W.P. Miller (1999): Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. *Journal of Environmental Science and Health B34*, 681-708.

Eriksson L. J.L.M Hermens, E. Johansson, H.J.M. Verhaar & S. Wold (1995): Multivariate analysis of aquatic toxicity data with PLS. *Aquatic Sciences* 57(3), 217-241.

FAO/WHO (2000): FAO/WHO Expert Committee in Food Additives (JECFA), Safety Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants, WHO Food Additive Series 44, Geneva

Green R.H. (1989): Power Analysis and practical strategies for environmental monitoring. *Environmental Research* 50, 195-205.

- Green R.E. & S.W. Karickhoff (1990): Sorption estimates for modelling. In Pesticides in the soil environment: Processes, impacts and modelling (Ed. H.H. Cheng). Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin. p. 79-101.
- Goodin J.D. & M.D. Webber (1995): Persistence and fate of anthracene and benzo(a)pyrene in municipal sludge treated soil. J. Environ. Qual. **24**, 271-278.
- Hamon R.E. S.E. Lorenz, P.E. Holm, T.H. Christensen & S.P. McGrath (1995): Changes in trace metal species and other components of the rhizosphere during growth of radish. Plant, Cell and Environment **18**, 749-756.
- Hattemer-Frey, H.A. & C.C. Travis (1991): Benzo-a-pyrene: Environmental partitioning and human exposure. Toxicol. Ind. Health **7**, 141-157.
- Helgesen H. & E.H. Larsen (1998): Bioavailability and speciation of arsenic in carrots grown in contaminated soil. Analyst **123** 791-796.
- Hock B. & E.F. Elstner (1984): Pflanzentoxikologie. Der Einfluss von Schadstoffen und Schädwirkungen auf Pflanzen. B.I. Wissenschaftsverlag. Bibliographisches Institut Mannheim/Wien/Zürich. 346pp.
- Hülster A., J.F. Müller & H. Marschner (1994): Soil-plant transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to vegetables of the cucumber family (*Cucurbitaceae*). Environ. Sci. Technol. **28**, 1110-1115.
- Jørgensen, K. E.H. Larsen, A. Petersen, K.H. Lund, G. Hilbert, N.L. Andersen, T. Hallas-Møller & J.C. Larsen (2000): Kemiske forureninger. Overvågningssystem for levnedsmidler 1993-1997. Del 2. Fødevarerapport 2000:02. Fødevarerdirektoratet, Søborg, 131 pp.
<http://www.vfd.dk/publikationer>.
- Kemp & Lauritzen (1997): Forureningsundersøgelse af 38 haveforeninger. Statistisk bearbejdning af data. Rapport til Miljøkontrollen, Københavns Kommune.
- Larsen E.H. L. Moseholm & M.M. Nielsen. (1992): Atmospheric deposition of trace elements around point sources and human health risk assessment. II: Uptake of arsenic and chromium by vegetables grown near a wood preservation factory. Sci. Total. Environ. **126** 263-275.
- Levnedsmiddelstyrelsen (1990): Overvågningssystem for levnedsmidler. Næringsstoffer og forureninger 1983-1987. Levnedsmiddelstyrelsen 1990. Publikation nr 187.
- LOGKOW: LOGKOW octanol-water partition coefficient program. Syracuse Research Corporation, New York.
<http://www.esc.syrres.com/interkow/kowdemo.htm>
- Menzie, C.A., B.B. Potocki & J. Santodonato (1992): Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. Environ. Sci. Technol. **26**, 1278-1284.
- Mertz W. C. O. Aberbathy & S. S. Olin (1994): Risk Assessment of Essential Elements, Eds., ILSI Press, Washington.
- Miljøstyrelsen (1996): Humantoksikologiske vurderinger i forbindelse med depotindsatsen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 16 1996. København. 186 pp.
- Miljøstyrelsen (1996a): Forholdsregler mod forurennet jord. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 15 1996. København. 41 pp.

- Miljøstyrelsen (1996b): Anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Bilagsdel til Miljøprojekt 328. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 47 1996. København. 154 pp + bilag.
- Miljøstyrelsen (1998): "Afskæringskriterier for forurenede jord". Miljøprojekt 425 1998. København. 64 pp.
- Miljøstyrelsen (2000): Vejledning vedrørende rådgivning af beboere i let forurenede områder. Udkast februar 2000. Miljøstyrelsen 14. kontor. København. 54 pp.
- Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri (1999): Bekendtgørelse nr. 57 af 22/01/1999 om visse forureninger i fødevarer.
- Moseholm L., E.H. Larsen, B. Andersen & M.M. Nielsen (1992): Atmospheric deposition of trace elements around point sources and human health risk assessment. I: Impact zones near a source of lead emissions. *Sci. Total. Environ.* 126, 243-262
- Nardi S., F. Reniero & G. Concheri (1997): Soil organic matter mobilization by root exudates of three maize hybrids. *Chemosphere*, 35, 2237-2244.
- Nielsen T., H.E. Jørgensen, M. Poulsen, F.P. Jensen, J.C. Larsen, M. Poulsen, A.B. Jensen, J. Schramm & J. Tønnesen (1995): Traffic PAH and other mutagens in air in Denmark. Miljøprojekt nr. 285 1995. Miljøstyrelsen, København.
- Nordisk Ministerråd (1996): Nordiska Näringsrekommendationer.
- O'Connor G.A. (1996): Organic compounds in sludge-amended soils and their potential for uptake by crop plants. *The Science of the Total Environment* 185, 71-81.
- O'Connor G.A. R.L. Chaney & J.A. Ryan (1991): Bioavailability to plants of sludge-borne toxic organics. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 121, 129-153.
- Paterson S. D. Mackay, D. Tam & W.Y. Shiu (1990): Uptake of organic chemicals by plants: A review of processes, correlations and models. *Chemosphere* **21**, 297-331.
- Petersen A. (1999): Beregninger fra Fødevaredirektoratet.
- Piotrowska M., S. Dudka, R. Ponce-Hernandez & T. Witek (1994): The spatial distribution of lead concentrations in the agricultural soils and main crop plants in Poland. *The Science of the Total Environment* 158, 147-155.
- Ryan J.A., R.M. Bell, J.M. Davidson & G.A. O'Connor (1988): Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere*, Vol 17, 2299-2323.
- Sánchez-Camazano M., M.J. Sánchez-Martin & L.F. Lorenzo (1994): Lead and cadmium in soils and vegetables from urban gardens of Salamanca (Spain). *The Science of the Total Environment* 146/147, 163-168.
- SAS 1999: The SAS System for Windows, Version 6.12. SAS Institute Inc. Cary, USA.
- Scheunert I., E. Topp, A. Attar & F. Korte (1994): Uptake pathways of chlorobenzenes in plants and their correlation with N-octanol/water partition coefficients. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 27, 90-104.
- Schroll R., B. Bierling, G. Cao, U. Dörfler, M. Lahaniati, T. Langenbach, I. Scheunert & R. Winkler (1994): Uptake pathways of organic chemicals from soil by agricultural plants. *Chemosphere* **28**, 297-303.

- Sokal R.R. & F.J.Rohlf (1995): Biometry (3rd Ed.). Box 14.1, 14.2 og 14.4. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
- Thorup-Kristensen K. (2000): Roddybder i grønsager. Miljøprojekt nr. XX 2000. Miljøstyrelsen.
- Trapp S. (1995): Model for uptake of xenobiotics into plants. In: Trapp S. & C. McFarlane (eds) Plant contamination, modelling and simulation of organic chemical processes. 254 pp. CRC Press, Lewis Publishers, Florida.
- Trapp S., M. Matthies & B. Reiter (1998): Überprüfung und Fortentwicklung der Bodenwerte für den Boden-Pflanze-Pfad. Teilprojekt Transferfaktoren Boden-Pflanze. UFOPLAN-Nr. 107 02 005, Umweltbundesamt, Berlin.
- VFD (1999): Data vedrørende zink og kobber stillet til rådighed af Fødevarerdirektoratet.
- Voutsas D., A. Grimanis & C. Samara (1996): Trace elements in vegetables grown in an industrial area in relation to soil and air particulate matter. *Environmental Pollution* 94, 325-335.
- Wagrowski D.M. & R.A. Hites (1997): Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in urban, suburban, and rural vegetation. *Environ. Sci. Technol.* 31 279-282.
- WHO (1993): Trace Elements in Human Nutrition and Health, Evaluation of certain food additives and contaminants (Forty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). WHO Technical Report Series, No 837, 1993.
- Wild S.R. & K.C. Jones (1992): Organic chemicals in the environment: Polynuclear Aromatic Hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* 21, 217-225.
- Wild S.R., M.L. Berrow, S.P. McGrath & K.C. Jones (1992): Polynuclear aromatic hydrocarbons in crops from long-term field experiments amended with sewage sludge. *Environ. Pollut.* 76, 25-32.
- Wild S.R., K.S. Waterhouse, S.P. McGrath & K. Jones (1990): Organic contaminants in an agricultural soil with a known history of sewage sludge amendments: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* **24**, 1706-1711.

Oversigter over resultater fra grøntsagsforsøg

Resultater af analyser af jordprøver fra grøntsagsforsøg 1999

Værdier over afskæringskriteriet er angivet med **fed**, værdier inden for rådgivningsintervallet med **grå felter**.

Table B1.1 Metal-analyser af jordprøver. Alle værdier er opgivet i mg/kg tørvægt.

Parameter	Det.gr.	Rådg.interv	Referencejord, n = 10				Cometjord, n = 30				Valbyparkjord, n = 35			
			Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min
Cd	0,05	0,5-5	0,33	0,32	0,44	0,17	0,56	0,44	1,7	0,15	2,4	1,9	18	0,21
Cr	0,2	500-1000	16	17	21	6,6	21	14	85	9,5	189	160	540	11
Cu	0,5	500-500	13	13	18	4,5	58	43	360	32	1035	781	4700	38
Ni	0,6	30-30	9	9,2	10	4,1	11	9,5	25	7,1	49	46	85	8,3
Pb	0,9	40-400	20	19	30	7,6	130	112	388	69	997	631	11000	93
Zn	1	500-1000	61	63	82	23	259	160	2445	101	1544	1500	2681	121
As	0,03	20-20	2,0	2,0	2,3	1,0	6,9	6,7	16	3,7	27	26	67	1,7

Table B1.2 PAH-analyser af jordprøver. Alle værdier er opgivet i mg/kg tørvægt.

Parameter	Det.gr.	Rådg.interv	Referencejord, n = 10				Cometjord, n = 30				Valbyparkjord, n = 35			
			Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min
Naphthalen	0,010		<0,01	-	<0,01	<0,01	0,1	0,06	0,52	<0,01	1,0	0,32	18	0,062
Acenaphthylene	0,010		0,014	0,014	0,028	<0,01	0,4	0,21	5,0	<0,01	2,7	0,81	33	0,14
Acenaphthen	0,010		<0,01	-	<0,01	<0,01	0,1	0,03	0,84	<0,01	3,0	0,18	72	0,043
Fluoren	0,010		<0,01	-	<0,01	<0,01	0,3	0,04	6,1	<0,01	3,1	0,27	63	0,047
Phenanthren	0,010		0,039	0,027	0,15	0,016	3,0	0,56	65	0,022	21	3,5	330	0,59
Anthracen	0,010		0,010	0,013	0,020	<0,01	1,0	0,23	23	<0,01	8,2	1,3	140	0,22
Fluoranthren	0,010		0,135	0,11	0,29	0,073	4,7	2,0	67	0,087	31	7,9	320	2,4
Pyren	0,010		0,119	0,097	0,24	0,071	3,7	1,8	48	0,087	26	6,8	270	2,0
Benzo(a)-anthracen	0,010		0,056	0,045	0,15	0,029	2,0	1,1	25	0,039	12	4,0	130	1,2
Chrysen	0,010		0,066	0,055	0,14	0,038	1,9	1,1	22	0,043	12	3,8	120	1,2
Benzo(b)-fluoranthren	0,010		0,064	0,053	0,13	0,031	2,3	1,3	27	0,043	14	4,5	140	1,3
Benzo(j+k)-fluoranthren	0,010		0,061	0,051	0,13	0,033	1,3	1,1	7,6	0,047	9,0	3,2	99	1,0
Benzo(a)pyren	0,010	0,1-1,0	0,084	0,074	0,17	0,049	2,1	1,5	18	0,066	15	4,8	160	1,4
Indeno-(1,2,3-cd)-pyren	0,010		0,071	0,066	0,14	0,035	2,0	1,5	13	0,07	12	4,9	120	0,98
Dibenzo-(a,h)-anthracen	0,010	0,1-1,0	<0,01	-	<0,01	<0,01	0,3	0,19	3,7	<0,01	6,6	0,75	180	0,19
Benzo-(g,h,i)-perylene	0,010		0,054	0,050	0,1	0,028	1,4	1,2	7,5	0,055	10	3,9	110	1,1
Sum PAH			0,79	0,70	1,5	0,44	27	14	339	0,59	185	51	2305	15
Sum 7 PAH*		1,5-15	0,42	0,35	0,87	0,23	13	7,6	136	0,32	86	26	1019	7,3

*: Sum 7 PAH er defineret som summen af fluoranthren, benzo(b+j+k)fluoranthren, benzo(a)pyren, dibenzo(a,h)anthracen og indeno(1,2,3-cd)pyren.

Jordbundsparametre fra grøntsagsforsøget

Tabel B1.3 Resultater af jordbundsanalyser af de tre jorde fra dyrkningsforsøget med grøntsager

Parameter	Enhed	Referencejord			Cometjord			Valbyparkjord		
		n	Middel	Std afv	n	Middel	Std afv	n	Middel	Std afv
Total kulstof	% tørvægt	10	1,6	0,13	25	2,8	0,32	25	12	0,74
Humus	% tørvægt	10	2,7	0,22	25	3,0	0,55	25	19	1,30
Ler < 2µm	% tørvægt	10	17	0,49	25	7,8	0,58	25	8,1	0,36
Silt 2-20µm	% tørvægt	10	14	1,2	25	8,4	0,84	25	9,8	0,56
Grovsilt 20-50µm	% tørvægt	10	4,1	1,4	25	4,9	0,77	25	-7,5	1,8
Sand 50-63µm	% tørvægt	10	4,1	0,28	25	2,5	0,33	25	2,1	0,14
Grovsand 63-125µm	% tørvægt	10	17	0,26	25	10	1,1	25	7,9	0,45
Grovsand 125-200µm	% tørvægt	10	15	0,89	25	12	0,57	25	10,	0,66
Grovsand 200-500µm	% tørvægt	10	18	0,74	25	26	0,91	25	23	0,92
Grovsand 0,5-2mm	% tørvægt	10	7,2	0,76	25	17	1,8	25	21	1,4
CaCO ₃	% tørvægt	10	-0,8	0,60	25	8,5	1,5	25	6,2	0,61
Natrium (Na ⁺)	mækv ² ./100 g	10	0,06	0,01	25	0,85	0,29	25	0,20	0,02
Kalium (K ⁺)	mækv ² ./100 g	10	0,15	0,01	25	0,26	0,02	25	0,49	0,08
Calcium (Ca ⁺⁺)	mækv ² ./100 g	10	20	1,5	25	28	6,9	25	36	40
Magnesium (Mg ⁺)	mækv ² ./100 g	10	0,33	0,02	25	0,25	0,03	25	0,84	0,25
Total kationbytningssevne (CEC)	mækv ² ./100 g	10	13	0,73	25	7,2	0,84	25	15,2	0,80
pH, H ₂ O	-	10	8,1	0,65	25	9,4	0,45	25	8,3	0,08
pH, CaCl ₂	-	10	7,2	0,03	25	9,0	0,47	25	7,8	0,07

1: Humus beregnet som (total C – CaCO₃-C)*1,77

2: mækvivalenter

Resultater af metal-analyser, grøntsager

Table B1.4 Resultater af metal-analyser af prøver af salat. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det. grænse	Referencejord, n=5				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=5				Overvågningssystem, n=24				Overvågnings-/gr.værdi
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Cd VV	0,6	26a	28	31	21	17a	14	32,0	10	33a	32	36	31	23a	14	177	3	100/-
Cr VV	5	7	5	18	3,1	7	7	9	4,5	39	41	54	23	23	-	79	<16	-
Cu VV	15	458	490	530	360	534	550	600	460	920	890	990	880	510	-	2200	190	-
Ni VV	10	26ab	23	39	18	24ab	29	40	<10	86a	84	100	73	12ab	8	36	<4	-
Pb VV	10	<10	<10	<10	<10	22b	21	38	14	118b	120	140	94	18b	15	63	8	200/500
Zn VV	10	1820	1800	2200	1500	2280	2200	2800	1700	7833	7800	8000	7700	5100	-	17100	2050	-
As VV	12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	-	-			-
Cd TV	-	514	490	630,00	440	312	260	560,0	210	430	400	490	400	-	-	-	-	-
Cr TV	-	133	100	290	62	126	120	180	90	510	530	680	320	-	-	-	-	-
Cu TV	-	8960	9400	10000	7300	9980	10000	11000	9200	11700	11000	13000	11000	-	-	-	-	-
Ni TV	-	490	510	610	370	450	550	700	32	1140	1100	1400	920	-	-	-	-	-
Pb TV	-	-	-	-	-	422	360	720	270	1530	1500	1800	1300	-	-	-	-	-
Zn TV	-	35400	35000	40000	30000	44000	43000	52000	35000	102700	100000	110000	98000	-	-	-	-	-
As TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige ($P > 0,05$).

Table B1.5 Resultater af metal-analyser af prøver af bønne. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det. grænse	Referencejord, n=5				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=5				Overvågningssystem, n=12				Overvågnings-/gr.værdi
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Cd VV	0,6	0,7a	0,7	0,9	<0,6	0,8a	0,7	1,8	<0,6	2,6b	2,7	3,2	2,1	1,7b	1,8	3,1	0,7	100/-
Cr VV	5	9	6	19	1,3	13	13	23	6,8	40	34	77	18	<16	<16	24	<16	-
Cu VV	15	844	810	940	800	848	830	930	780	1054	1100	1100	970	570	570	1010	260	-
Ni VV	10	252ab	250	280	210	300a	300	410	190	484a	490	580	370	167b	175	296	27	-
Pb VV	10	<10	<10	<10	<10	23	21	30	15	59	56	73	49	12	12	17	<8	100/200
Zn VV	10	3220	3200	3400	3100	3820	3800	4200	3300	5360	5200	5900	4900	3900	3900	6000	2700	-
As VV	12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	-	-	-	-	-
Cd TV	-	7,1	7,1	8,1	5,9	10	9	15	6,6	20	20	23	16	-	-	-	-	-
Cr TV	-	111	110	170	53	113	110	170	56	292	270	540	140	-	-	-	-	-
Cu TV	-	7560	7400	8500	7100	7280	7200	7800	6800	7760	7800	8200	7300	-	-	-	-	-
Ni TV	-	2240	2200	2500	1900	2620	2700	3800	1700	3620	3800	4400	2600	-	-	-	-	-
Pb TV	-	-	-	-	-	196	160	270	140	440	420	550	380	-	-	-	-	-
Zn TV	-	28800	29000	31000	27000	33200	33000	39000	29000	39800	40000	42000	38000	-	-	-	-	-
As TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

Tabel B1.6 Resultater af metal-analyser af prøver af kartoffel med skræl. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det. grænse	Referencejord, n=5				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=5				Overvågningssystem Kartoffel uden skræl, n=60				Overvågnings- /gr.værdi
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Cd VV	0,6	26a	24	38	20	12a	10	19	7,6	12a	13	15	10	20,5a	14,5	62	<1	60/-
Cr VV	5	15	14	19	11	17	3	49	2,1	287	94	1100	43	-	-	-	-	-
Cu VV	15	1020	1000	1100	1000	1220	1200	1400	1100	1840	1800	2100	1700	520	-	1940	330	-
Ni VV	10	62a	56	90	49	36a	33	52	16	63a	60	82	52	50a	28	581	<6	-
Pb VV	10	<10	<10	12	<10	47ab	49	61	29	226a	180	310	170	9ab	<7	30	<7	100/100
Zn VV	10	2460	2500	2700	2200	2660	2500	3300	2300	4900	4800	5400	4700	4300	-	7900	2300	-
As VV	12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	12	13	19	<12	-	-	-	-	-
Cd TV	-	132	120	190	100	64	52	100	40	63	61	75	55	-	-	-	-	-
Cr TV	-	74	72	97	55	86	20	230	12	1424	450	5400	220	-	-	-	-	-
Cu TV	-	5340	5300	5600	5200	6460	6400	6900	6100	9140	9100	10000	8400	-	-	-	-	-
Ni TV	-	316	280	460	250	187	180	280	83	318	290	430	260	-	-	-	-	-
Pb TV	-	45	44	59	36	242	260	320	150	1156	900	1700	820	-	-	-	-	-
Zn TV	-	10440	13000	14000	1200	13600	13000	16000	12000	24600	24000	26000	23000	-	-	-	-	-
As TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	81	85	91	67	-	-	-	-	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige ($P > 0,05$).

Tabel B1.7 Resultater af metal-analyser af prøver af kartoffel uden skræl. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det. grænse	Referencejord, n=5				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n= 5				Overvågningssystem Kartoffel uden skræl, n=60				Overvågnings- /gr.værdi
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Cd VV	0,6	22a	22	30	15	10a	8	18	4	10a	10	12	9,5	20,5a	14,5	62	<1	60/-
Cr VV	5	18	18	37	6,3	17	7	49	4	25	17	65	11	-	-	-	-	-
Cu VV	15	1000	970	1200	890	1150	1200	1300	950	1520	1500	1600	1400	520	-	1940	330	-
Ni VV	10	57a	47	110	34	39a	40	49	29	73a	70	94	57	50a	28	581	<6	-
Pb VV	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	10	<10	13a	16	19	<10	9a	<7	30	<7	100/100
Zn VV	10	2560	2500	2900	2400	2520	2600	2900	2100	4800	4700	5500	4600	4300	-	7900	2300	-
As VV	12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	-	-	-	-	-
Cd TV	-	106	100	150	74	45	39	83	20	52	50	60	45	-	-	-	-	-
Cr TV	-	192	79	700	30	85	34	250	18	125	86	320	51	-	-	-	-	-
Cu TV	-	4760	4600	5700	4400	5580	5600	6300	4900	7600	7600	8200	6800	-	-	-	-	-
Ni TV	-	264	210	500	170	187	190	250	130	187	350	250	130	-	-	-	-	-
Pb TV	-	-	-	-	-	-	-	46	-	66	79	195	-	-	-	-	-	-
Zn TV	-	12200	12000	14000	11000	12200	12000	13000	11000	23800	23000	27000	22000	-	-	-	-	-
As TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

Table B1.8 Resultater af metal-analyser af prøver af radise. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det. grænse	Referencejord, n=5				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=5				Overvågningssystem Gulerod/selleri, n=26/14				Overvågnings- /gr.værdi
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Cd VV	0,6	8,7a/a	8,8	10	7,2	6,8a/a	5,9	8,8	5,2	7,8a/a	7,2	11	6,4	20/-	18/62	53/267	4,0/10	100/-
Cr VV	5	28	24	49	19,0	36	41	54	13,0	111	100	150	79	<16/<16		28/51	<16/<16	-
Cu VV	15	146	140	160	140	244	240	270	230	650	690	910	430	400		500	300	-
Ni VV	10	25a/a	24	31	20	30a/a	33	39	18	76-/b	71	110	50	51a/b	42/56	155/150	11/30	-
Pb VV	10	25-/a	25	35	18	142-/-	140	180	92	270-/-	270	360	180	11-/a	12/13	22/34	<5/7	100/200
Zn VV	10	2000	1800	2900	1500	1800	1800	2200	1500	6540	6600	7900	5100	3200		4100	2700	-
As VV	12	<12	<12	<12	<12	17	17	26	<12	16	17	21	<12	-	-	-	-	-
Cd TV	-	164	180	190	110	124	90	190	85	156	150	210	120	-	-	-	-	-
Cr TV	-	516	430	930	380	660	610	1100	210	2280	2200	3100	1500	-	-	-	-	-
Cu TV	-	2780	2900	2900	2500	4300	3900	5600	3400	12900	13000	19000	8700	-	-	-	-	-
Ni TV	-	466	0	630	380	550	0	820	300	1520	0	2300	1000	-	-	-	-	-
Pb TV	-	474	520	660	330	2580	2500	3900	1500	5440	5000	7600	3600	-	-	-	-	-
Zn TV	-	36800	36000	44000	32000	33000	27000	46000	25000	130000	130000	170000	100000	-	-	-	-	-
As TV	-	-	-	-	-	343	285	540	-	387	370	430	-	-	-	-	-	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige ($P > 0,05$). Manglende bogstav før eller efter "/" er markeret med "-".

Tabel B1.9 Resultater af metal-analyser af prøver af guleroed med skræl. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det.gr.	Referencejord, n=4				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=4				Overvågningssystem, n=26				Overvågnings/ grænseværdi
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Cd VV	0,6	35a	35	40	31	14a	13	25	7,1	33a	31	45	26	20a	18	53	4	100/-
Cr VV	5	20	20	24	16	22	17	53	10	113	108	160	74	<16	-	28	<16	-
Cu VV	15	613	590	720	550	690	660	850	590	1675	1600	2300	1200	400	-	500	300	-
Ni VV	10	46a	44	52	42	52ab	45	77	42	245	240	350	150	51b	42	155	11	-
Pb VV	10	42a	43	65	19	113a	110	160	73	530	455	1000	210	11	12	22	<5	100/200
Zn VV	10	2800	2800	3000	2600	2840	2800	3500	2500	8100	8700	9100	5900	3200	-	4100	2700	-
As VV	12	<12	<12	<12	<12	15	16	20	<12	18	15	34	<12	-	-	-	-	-
Cd TV	-	310	320	350	250	113	110	190	60	253	235	340	200	-	-	-	-	-
Cr TV	-	173	165	230	130	177	150	410	82	855	820	1200	580	-	-	-	-	-
Cu TV	-	5375	5400	6300	4400	5800	5400	7500	4900	13000	12500	18000	9000	-	-	-	-	-
Ni TV	-	398	365	500	360	432	390	600	360	1900	1850	2700	1200	-	-	-	-	-
Pb TV	-	380	365	630	160	942	890	1200	630	4100	3500	7800	1700	-	-	-	-	-
Zn TV	-	24250	23500	29000	21000	23600	21000	31000	21000	62250	66500	70000	46000	-	-	-	-	-
As TV	-	-	-	-	-	128	140	150	-	186	148	380	-	-	-	-	-	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

Tabel B1.10 Resultater af metal-analyser af prøver af gulerod uden skræl. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det.gr.	Referencejord				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=4				Overvågningssystem (gulerod med skræl), n=26				Overvågnings/ rænseværdi
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Cd VV	0,6	-	-	-	-	9a	9	14	3	25b	23	36,0	17,00	20ab	18	53	4	100/-
Cr VV	5	-	-	-	-	7	7	9	4,9	19	20	25	9,0	<16	-	28	<16	
Cu VV	15	-	-	-	-	548	540	600	510	820	850	970	610	400	-	500	300	
Ni VV	10	-	-	-	-	57a	55	80	36	200	215	240	130	51a	42	155	11	
Pb VV	10	-	-	-	-	55	55	70	36	155	140	270	69	11	12	22	<5	100/200
Zn VV	10	-	-	-	-	2520	2400	2900	2200	7900	8100	9800	5600	3200	-	4100	2700	-
As VV	12	-	-	-	-	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	-	-	-	-	-
Cd TV	-	-	-	-	-	71	81	100,00	24	190	175	280,0	130,00	-	-	-	-	-
Cr TV	-	-	-	-	-	55	53	66	45	143	150	200	71,0	-	-	-	-	-
Cu TV	-	-	-	-	-	4460	4300	5300	3800	6350	6450	7600	4900	-	-	-	-	-
Ni TV	-	-	-	-	-	452	460	600	280	1525	1600	1900	1000	-	-	-	-	-
Pb TV	-	-	-	-	-	448	438	618	268	1198	1062	2115	554	-	-	-	-	-
Zn TV	-	-	-	-	-	20600	21000	22000	18000	61250	61500	77000	45000	-	-	-	-	-
As TV	-	-	-	-	-	-	-	108	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P > 0,05).

Resultater af PAH-analyser, grøntsager

Tabel B1.11 Resultater af PAH-analyser af prøver af squash. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det.gr.	Referencejord, n=5				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=5				
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Acenaphthylen	VV	0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	
Fluoranthen	VV	0,144	0,22a	0,21	0,39	<0,144	0,36a	0,29	0,57	0,27	0,25a	0,25	0,33	0,18
Benzo(b+j)-fluoranthen	VV	0,027	0,04a	0,05	0,05	0,03	0,05a	0,04	0,07	0,04	0,07a	0,05	0,13	0,04
Benzo(k)-fluoranthen	VV	0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,01	<0,005	0,05	<0,005
Benzo(a)-pyren	VV	0,018	<0,018a	<0,018	<0,018	<0,018	0,03b	0,03	0,05	0,02	0,05b	0,03	0,11	0,02
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	VV	0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212
Acenaphthylen	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluoranthen	TV	-	5,08	5,00	8,30	2,08	6,92	5,47	11,63	4,52	4,95	5,32	7,33	3,08
Benzo(b+j)-fluoranthen	TV	-	1,03	1,06	1,25	0,63	0,98	0,87	1,32	0,65	1,33	1,06	2,65	0,62
Benzo(k)-fluoranthen	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,25	-	1,02	-
Benzo(a)-pyren	TV	-	0,23	0,24	0,25	0,21	0,60	0,61	0,88	0,38	0,93	0,64	2,24	0,31
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige ($P > 0,05$).

Tabel B1.12 Resultater af PAH-analyser af prøver af salat. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det.gr.	Referencejord, n=5 ¹				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=3 ²				
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Acenaphthylen	VV	0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	
Fluoranthen	VV	0,144	<0,144	<0,144	<0,144	<0,144	0,22b	0,07	0,95	<0,144	4,92b	3,50	10,50	0,76
Benzo(b+j)-fluoranthen	VV	0,027	0,05a	0,06	0,07	0,03	0,31b	0,28	0,50	0,22	1,06b	0,84	2,15	0,19
Benzo(k)-fluoranthen	VV	0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,07b	0,06	0,17	0,02	0,51b	0,35	1,14	0,05
Benzo(a)-pyren	VV	0,018	<0,018a	<0,018	0,02	<0,018	0,11b	0,08	0,21	0,05	2,97b	0,62	8,14	0,14
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	VV	0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212
Acenaphthylen	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluoranthen	TV	-	-	-	-	-	4,25	1,27	18,3	-	97,1	70,0	210	11,2
Benzo(b+j)-fluoranthen	TV	-	1,04	1,11	1,40	0,59	6,22	5,71	9,62	4,68	20,8	16,8	43,0	2,72
Benzo(k)-fluoranthen	TV	-	-	-	-	-	1,39	1,22	3,27	0,42	10,2	7,00	22,8	0,66
Benzo(a)-pyren	TV	-	0,07	-	0,37	0,00	2,23	1,45	4,04	1,04	59,1	12,4	162	1,99
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige ($P > 0,05$).

1: Tørstof i 1 prøve estimeret ud fra tørvægtsbestemmelse af de øvrige salatprøver fra samme parceller ved metal- og PAH-analyse samt tørvægt af prøver fra metalanalyse.

2: Tørstof i 2 prøver estimeret ud fra tørvægtsbestemmelse af de øvrige salatprøver fra samme parceller ved metal- og PAH-analyse samt tørvægt af prøver fra metalanalyse.

Tabel B1.13 Resultater af PAH-analyser af prøver af kartoffel med skræl. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det.gr.	Referencejord, n=5 ¹				Cometjord, n=5 ²				Valbyparkjord, n=5				
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Acenaphthylen	VV	0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	
Fluoranthen	VV	0,144	1,90a	1,80	2,29	1,75	1,74a	1,66	2,81	1,13	1,65a	1,72	2,00	1,16
Benzo(b+j)-fluoranthen	VV	0,027	0,16a	0,16	0,19	0,12	0,65b	0,60	1,16	0,37	0,72b	0,69	1,06	0,37
Benzo(k)-fluoranthen	VV	0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,32a	0,28	0,62	0,16	0,37a	0,37	0,62	0,17
Benzo(a)-pyren	VV	0,018	<0,018	<0,018	<0,018	<0,018	0,78a	0,72	1,60	0,34	0,62a	0,57	0,94	0,35
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	VV	0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	1,05a	1,06	1,54	0,77	1,01a	1,03	1,17	0,83
Acenaphthylen	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluoranthen	TV	-	9,45	9,36	11,5	8,11	9,86	10,4	14,4	6,08	10,2	10,3	12,9	5,95
Benzo(b+j)-fluoranthen	TV	-	0,77	0,75	0,95	0,64	3,59	3,23	5,95	2,11	4,45	4,23	6,84	1,90
Benzo(k)-fluoranthen	TV	-	-	-	-	-	1,73	1,51	3,18	0,91	2,24	2,35	3,23	0,87
Benzo(a)-pyren	TV	-	-	-	-	-	4,21	3,87	8,21	2,00	3,84	3,43	6,06	1,79
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	TV	-	-	-	-	-	5,87	5,86	7,90	4,40	6,21	6,35	7,55	4,26

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

1: Tørstof i 3 prøver estimeret som middelværdien af de øvrige

2: Tørstof i 1 prøve estimeret som tørstof i den tilsvarende prøve uden skræl, da der var overensstemmelse mellem tørstofbestemmelser i de to prøvesæt for de øvrige prøver.

Tabel B1.14 Resultater af PAH-analyser af prøver af kartoffel uden skræl. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det.gr.	0,525	Referencejord, n=0				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=5			
			Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min
Acenaphthylen	VV	0,525	-	-	-	-	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525
Fluoranthen	VV	0,144	-	-	-	-	0,09a	0,08	0,15	0,07	0,18b	0,19	0,24	0,12
Benzo(b+j)-fluoranthen	VV	0,027	-	-	-	-	0,05a	0,05	0,07	0,03	0,09b	0,08	0,12	0,06
Benzo(k)-fluoranthen	VV	0,005	-	-	-	-	0,03a	0,03	0,04	0,02	0,05b	0,04	0,08	0,04
Benzo(a)-pyren	VV	0,018	-	-	-	-	0,04a	0,03	0,08	0,03	0,11b	0,11	0,16	0,09
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	VV	0,212	-	-	-	-	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212	<0,212
Acenaphthylen	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluoranthen	TV	-	-	-	-	-	0,48	0,43	0,75	0,35	0,98	0,99	1,28	0,64
Benzo(b+j)-fluoranthen	TV	-	-	-	-	-	0,27	0,25	0,38	0,16	0,47	0,43	0,64	0,32
Benzo(k)-fluoranthen	TV	-	-	-	-	-	0,16	0,16	0,20	0,10	0,27	0,21	0,43	0,21
Benzo(a)-pyren	TV	-	-	-	-	-	0,23	0,16	0,40	0,15	0,60	0,58	0,86	0,45
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige ($P > 0,05$).

Table B1.15 Resultater af PAH-analyser af prøver af gulerod med skræl. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det.gr.	Referencejord, n=4				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=5				
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	
Acenaphthylen	VV	0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	0,75	<0,525	
Fluoranthen	VV	0,144	0,22	0,22	0,41	<0,144	4,18a	3,33	6,30	2,30	4,15a	3,90	6,33	2,89
Benzo(b+j)-fluoranthen	VV	0,027	<0,027	<0,027	0,05	<0,027	1,35a	1,03	2,53	0,62	1,07a	1,05	1,48	0,78
Benzo(k)-fluoranthen	VV	0,005	0,005	<0,005	0,02	<0,005	0,66a	0,45	1,31	0,25	0,60a	0,63	0,82	0,40
Benzo(a)-pyren	VV	0,018	<0,018	<0,018	0,04	<0,018	1,37a	0,74	3,16	0,46	1,30a	1,49	1,64	0,89
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	VV	0,212	<0,212	<0,212	0,00	<0,212	1,56a	1,21	2,59	0,90	1,45a	1,55	1,81	1,11
Acenaphthylen	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluoranthen	TV	-	1,28	1,26	2,41	-	24,56	19,59	37,06	13,53	24,40	22,94	37,24	17,00
Benzo(b+j)-fluoranthen	TV	-	-	-	0,29	-	7,95	6,06	14,88	3,65	6,31	6,18	8,71	4,59
Benzo(k)-fluoranthen	TV	-	-	-	0,12	-	3,89	2,65	7,71	1,47	3,51	3,71	4,82	2,35
Benzo(a)-pyren	TV	-	-	-	0,24	-	8,04	4,35	18,59	2,71	7,63	8,76	9,62	5,24
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	TV	-	-	-	-	-	9,19	7,12	15,24	5,29	8,52	9,12	10,62	6,53

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

Table B1.16 Resultater af PAH-analyser af prøver af gulerod uden skræl. Alle værdier er opgivet i µg/kg.

Parameter	Det.gr.	Referencejord, n=0				Cometjord, n=5				Valbyparkjord, n=5 ¹			
		Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min	Middel	Median	Max	Min
Acenaphthylen	VV	0,525	-	-	-	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525	<0,525
Fluoranthen	VV	0,144	-	-	-	0,34a	0,18	0,78	<0,144	0,92b	0,71	1,83	0,38
Benzo(b+j)-fluoranthen	VV	0,027	-	-	-	0,09a	0,03	0,25	0,02	0,35b	0,17	0,88	0,12
Benzo(k)-fluoranthen	VV	0,005	-	-	-	0,04a	0,01	0,13	0,01	0,19b	0,10	0,49	0,06
Benzo(a)-pyren	VV	0,018	-	-	-	0,08a	0,03	0,27	<0,018	0,41b	0,20	1,06	0,14
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	VV	0,212	-	-	-	-	-	-	-	0,26b	0,08	0,84	0,07
Acenaphthylen	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluoranthen	TV	-	-	-	-	2,65	1,67	5,67	-	7,95	6,34	15,38	3,62
Benzo(b+j)-fluoranthen	TV	-	-	-	-	0,66	0,28	1,82	0,17	3,03	1,62	7,39	1,07
Benzo(k)-fluoranthen	TV	-	-	-	-	0,29	0,09	0,95	0,09	1,64	0,95	4,12	0,54
Benzo(a)-pyren	TV	-	-	-	-	0,60	0,27	1,93	-	3,58	1,90	8,91	1,25
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	TV	-	-	-	-	-	-	-	-	2,26	-	7,06	-

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

TV = Beregninger baseret på tørvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier i samme række med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

1: Tørstof i 3 prøver estimeret som tørstof i de tilsvarende prøver med skræl, da der var overensstemmelse mellem tørstofbestemmelser i de to prøvesæt for de øvrige prøver

Oversigter over resultater af frugtundersøgelser

Metal-analyser af haveforenings-grunde i københavnsområdet

Tabel B2.1 Metaller i jord i københavnske haveforeninger. Haveforeningerne er sorteret efter aftagende middelværdi for koncentrationen af hvert enkelt metal (mærket med **fed**). Til sammenligning er rådgivningsintervallet angivet nederst. Tal mærket med **fed** angiver koncentrationer, der ligger over rådgivningsintervallets maksimum (afskæringsværdien). I kolonnen "Gruppe" er vist, hvilken af de tre forureningsgrupper, haveforeningen er placeret i, baseret på det pågældende metal; lavt forurenede (L), mellemforurenede (M) og stærkt forurenede (S). Der er ikke analyseret for kviksølv i frugtprøver, men oplysningerne er medtaget i denne tabel til orientering.

Middelværdi mg/kg tørstof

Haveforening	Bly	Zink	Krom	Nikkel	Cadmium	Kobber	Kviksølv	Gruppe
Kløvermarken	1248	988	19	37	1,3	2357	2,4	S
Strandlyst	1199	1428	32	58	2,4	895	2,1	S
Rosen	1032	1195	22	41	1,3	856	3,9	S
Sommerly	858	2047	14	25	1	2023	1,3	S
Amager Strand	655	1648	42	48	2,7	729	0,93	M
Kalvebod	613	1006	63	35	2	337	1	M
Bergmanns Have	445	1101	360	37	3,3	359	0,9	M
Sundbo	432	1105	308	41	3,1	357	0,9	M
Brønshøjholm	82	229	26	18	0,5	317	0,06	L
Rådgivnings-interval	40-400	500-1000	500-1000	30-30	0,5-5	500-500	1-3	

Haveforening	Bly	Zink	Krom	Nikkel	Cadmium	Kobber	Kviksølv	Gruppe
Sommerly	858	2047	14	25	1	2023	1,3	S
Amager Strand	655	1648	42	48	2,7	729	0,93	S
Strandlyst	1199	1428	32	58	2,4	895	2,1	S
Rosen	1032	1195	22	41	1,3	856	3,9	M
Sundbo	432	1105	308	41	3,1	357	0,9	M
Bergmanns Have	445	1101	360	37	3,3	359	0,9	M
Kalvebod	613	1006	63	35	2	337	1	M
Kløvermarken	1248	988	19	37	1,3	2357	2,4	M
Brønshøjholm	82	229	26	18	0,5	317	0,06	L
Rådgivnings-interval	40-400	500-1000	500-1000	30-30	0,5-5	500-500	1-3	

Haveforening	Bly	Zink	Krom	Nikkel	Cadmium	Kobber	Kviksølv	Gruppe
Bergmanns Have	445	1101	360	37	3,3	359	0,9	S
Sundbo	432	1105	308	41	3,1	357	0,9	S
Kalvebod	613	1006	63	35	2	337	1	M
Amager Strand	655	1648	42	48	2,7	729	0,93	M
Strandlyst	1199	1428	32	58	2,4	895	2,1	M
Brønshøjholm	82	229	26	18	0,5	317	0,06	L
Rosen	1032	1195	22	41	1,3	856	3,9	L
Kløvermarken	1248	988	19	37	1,3	2357	2,4	L
Sommerly	858	2047	14	25	1	2023	1,3	L
Rådgivnings-interval	40-400	500-1000	500-1000	30-30	0,5-5	500-500	1-3	

Tabel B2.1 – fortsat

Middelværdi mg/kg tørstof

Haveforening	Bly	Zink	Krom	Nikkel	Cad- mium	Kobber	Kviksølv	Gruppe
Strandlyst	1199	1428	32	58	2,4	895	2,1	S
Amager Strand	655	1648	42	48	2,7	729	0,93	S
Rosen	1032	1195	22	41	1,3	856	3,9	M
Sundbo	432	1105	308	41	3,1	357	0,9	M
Bergmanns Have	445	1101	360	37	3,3	359	0,9	M
Kløvermarken	1248	988	19	37	1,3	2357	2,4	M
Kalvebod	613	1006	63	35	2	337	1	M
Sommerly	858	2047	14	25	1	2023	1,3	L
Brønshøjholm	82	229	26	18	0,5	317	0,06	L
Rådgivnings- interval	40-400	500-1000	500-1000	30-30	0,5-5	500-500	1-3	

Haveforening	Bly	Zink	Krom	Nikkel	Cad- mium	Kobber	Kviksølv	Gruppe
Bergmanns Have	445	1101	360	37	3,3	359	0,9	S
Sundbo	432	1105	308	41	3,1	357	0,9	S
Amager Strand	655	1648	42	48	2,7	729	0,93	S
Strandlyst	1199	1428	32	58	2,4	895	2,1	S
Kalvebod	613	1006	63	35	2	337	1	S
Kløvermarken	1248	988	19	37	1,3	2357	2,4	M
Rosen	1032	1195	22	41	1,3	856	3,9	M
Sommerly	858	2047	14	25	1	2023	1,3	M
Brønshøjholm	82	229	26	18	0,5	317	0,06	L
Rådgivnings- interval	40-400	500-1000	500-1000	30-30	0,5-5	500-500	1-3	

Haveforening	Bly	Zink	Krom	Nikkel	Cad- mium	Kobber	Kviksølv	Gruppe
Kløvermarken	1248	988	19	37	1,3	2357	2,4	S
Sommerly	858	2047	14	25	1	2023	1,3	S
Strandlyst	1199	1428	32	58	2,4	895	2,1	M
Rosen	1032	1195	22	41	1,3	856	3,9	M
Amager Strand	655	1648	42	48	2,7	729	0,93	M
Bergmanns Have	445	1101	360	37	3,3	359	0,9	L
Sundbo	432	1105	308	41	3,1	357	0,9	L
Kalvebod	613	1006	63	35	2	337	1	L
Brønshøjholm	82	229	26	18	0,5	317	0,06	L
Rådgivnings- interval	40-400	500-1000	500-1000	30-30	0,5-5	500-500	1-3	

Haveforening	Bly	Zink	Krom	Nikkel	Cad- mium	Kobber	Kviksølv	Gruppe
Rosen	1032	1195	22	41	1,3	856	3,9	S
Kløvermarken	1248	988	19	37	1,3	2357	2,4	S
Strandlyst	1199	1428	32	58	2,4	895	2,1	S
Sommerly	858	2047	14	25	1	2023	1,3	M
Kalvebod	613	1006	63	35	2	337	1	M
Amager Strand	655	1648	42	48	2,7	729	0,93	M
Bergmanns Have	445	1101	360	37	3,3	359	0,9	M
Sundbo	432	1105	308	41	3,1	357	0,9	M
Brønshøjholm	82	229	26	18	0,5	317	0,06	L
Rådgivningsint.	40-400	500-1000	500-1000	30-30	0,5-5	500-500	1-3	

Metal-analyser af frugt, bær og nødder fra Københavnsområdet

Tabel B2.2 Metal i ær i pære med skræl, 1999. Enhed: µg/kg vådvægt

Parameter	Det. grænse	Brønshøjholm*, n=10				Andre lavt forurenede				Mellemforurenede				Kalvebod, n=8				Stærkt forurenede			
		Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	0,5	4,6abc	4,8	1,8	6,8	-	-	-	-	2,2a	2,5	1	2,9	6,8bc	6,0	4,2	11	7,3bc	6,5	5,1	13
Cr	4	12	8,5	6	24	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	8	4,5	4,5	<4	6	<4	<4	<4	<4
Cu	30	788	756	550	1316	834	834	828	839	900	733	659	1426	748	735	391	1038	644	658	548	712
Ni	10	39a	31	<10	93	43ab	43	26	60	87ab	67	50	166	81ab	62	39	146	70ab	72	42	96
Pb	80	10a	9	<8	18	-	-	-	-	20a	21	17	21	10a	10	<8	18	18a	17	15	21
Zn	100	1646	1563	1136	2312	-	-	-	-	1757	1727	1144	2452	2284	2111	986	3454	1500	1683	1129	2277
As	20	<20	<20	<20	<20	-	-	-	-	-	-	-	-	<20	<20	<20	103	-	-	-	-
Cd	*Laveste jord-koncentrationer undtagen for krom, hvor den ligger lige over Rosen					Ingen				Kløvermark+Sommerly+Rosen,n=5				Stærkt forurenede				Bergmann+Sundbo+AmagerS+Strandlyst,n=6			
Cr						Rosen+Kløvermarken+Sommerly,n=5				Strandlyst+AmagerS,n=4				Mellemforurenede				Bergmann+Sundbo,n=2			
Cu						Bergmann+Sundbo,n=2				Strandlyst+AmagerS+Rosen,n=5				Lavt forurenede				Kløvermarken+Sommerly,n=4			
Ni						Sommerly, n=2				Rosen+Sundbo+Bergmann+Kløver,n=5				Mellemforurenede				Strandlyst+AmagerS,n=4			
Pb						Ingen				AmagerS+Bergmann+Sundbo, n=4				Mellemforurenede				Kløvermark+Strandlyst+Rosen+Sommerly,n=7			
Zn						Ingen				Rosen+Sundbo+Bergmann+Kløver,n=5				Mellemforurenede				Sommerly+AmagerS+Strandlyst,n=6			
As	Ingen jorddata for arsen					Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen			

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier for samme metal med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

µg/kg VV	Overvågningssystem, n=56			
	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	5,5bc	4,3	1,0	19
Cr	-	-	-	-
Cu	710	-	280	950
Ni	88b	78	11	287
Pb	<6	<6	<6	14
Zn	1300	-	770	1800
As	-	-	-	-

Tabel B2.3 Metal I'er i blomme, 1999. Enhed: µg/kg vådvægt

Parameter	Det. grænse	Brønshøjholm*, n=11				Andre lavt forurenede				Mellemforurenede				Kalvebod, n=6				Stærkt forurenede			
		Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	0,5	1,0a	0,9	0,7	1,7	-	-	-	-	0,8a	0,9	0,7	0,9	1,2a	0,7	0,40	3,4	0,9a	1,0	0,4	1,4
Cr	4	4,5	5,0	<4	6	4,3	4,0	4	5	4,3	4,0	4	5	<4	<4	<4	5	4,5	4,5	4	5
Cu	30	389	386	246	550	746	746	683	809	698	737	612	746	521	498	316	735	560	562	464	654
Ni	10	11a	10	<10	27	23ab	23	15	31	41ab	42	38	44	41ab	42	26	57	37ab	40	24	48
Pb	80	<8ab	<8	<<8	<8	-	-	-	-	<8ab	<8	<8	<8	10a	<8	<8	23	<8ab	<8	<8	<8
Zn	100	839	786	515	1248	-	-	-	-	1480	1477	1191	1773	1919	1757	1103	2637	1414	1381	1007	1878
As	20	<20	<20	<20	<20	-	-	-	-	-	-	-	-	<20	<20	<20	<20	-	-	-	-
Cd	*Laveste jord-koncentrationer undtagen for krom, hvor den ligger lige over Rosen					Ingen				Kløvermark+Sommerly,n=3				Stærkt forurenede				Bergmann+Sundbo+AmagerS+Strandlyst,n=5			
Cr						Kløvermarken+Sommerly,n=5				Strandlyst+AmagerS,n=3				Mellemforurenede				Bergmann+Sundbo,n=2			
Cu						Bergmann+Sundbo,n=2				Strandlyst+AmagerS,n=3				Lavt forurenede				Kløvermarken+Sommerly,n=3			
Ni						Sommerly, n=2				Sundbo+Bergmann+Kløver,n=3				Mellemforurenede				Strandlyst+AmagerS,n=3			
Pb						Ingen				AmagerS+Bergmann+Sundbo, n=4				Mellemforurenede				Kløvermark+Strandlyst+Sommerly,n=4			
Zn						Ingen				Sundbo+Bergmann+Kløver,n=3				Mellemforurenede				Sommerly+AmagerS+Strandlyst,n=5			
As						Ingen jorddata for arsen					Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen		

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier for samme metal med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

µg/kg VV	Overvågningssystem, n=42			
	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	0,7a	0,4	0,5	3,9
Cr	-		-	-
Cu	630		440	1030
Ni	65b	60	<9	184
Pb	<8b	<8	<8	50
Zn	910		660	1140
As	-		-	-

Tabel B2.4 Metaller i hyldebær, 1999. Enhed: µg/kg vådvægt

Parameter	Det. grænse	Brønshøjholm*, n=8				Andre lavt forurenede				Mellemforurenede				Kalvebod, n=11				Stærkt forurenede			
		Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	0,5	3,9a	4,2	1,9	4,8	-	-	-	-	3,6a	3,6	3,2	4	3,8a	3,1	1,4	9,4	4,4a	4,7	1	7,8
Cr	4	<4	<4	<4	6	6,5	6,5	5	8	6,5	<4	<4	20	10	9	4	18	13	13	12	13
Cu	30	682	755	374	891	947	947	837	1056	951	937	659	1237	1122	1102	665	1475	837	837	837	837
Ni	10	19,0	16,0	<10	38	-	-	-	-	55a	53	46	70	68a	61	33	112	75a	77	52	94
Pb	8	<8a	<8	<8	10	-	-	-	-	16ab	13	9	27	<8a	8	<8	15	8a	<8	<8	12
Zn	100	2820	2661	1221	5280	-	-	-	-	2862	2902	2129	3516	3131	2734	1576	5914	3034	3051	2321	3712
As	20	<20	<20	<20	<20	-	-	-	-	-	-	-	-	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Cd	*Laveste jord-koncentrationer undtagen for krom, hvor den ligger lige over Rosen					Ingen				Kløvermark+Rosen, n=2				Stærkt forurenede				Bergmann+Sundbo+AmagerS+Strandlyst, n=6			
Cr						Rosen+Kløvermarken, n=2				Strandlyst+AmagerS, n=4				Mellemforurenede				Bergmann+Sundbo, n=2			
Cu						Bergmann+Sundbo, n=2				Strandlyst+AmagerS+Rosen, n=5				Lavt forurenede				Kløvermarken, n=1			
Ni						Ingen				Rosen+Sundbo+Bergmann+Kløver, n=4				Mellemforurenede				Strandlyst+AmagerS, n=4			
Pb						Ingen				AmagerS+Bergmann+Sundbo, n=4				Mellemforurenede				Kløvermark+Strandlyst+Rosen, n=4			
Zn						Ingen				Rosen+Sundbo+Bergmann+Kløver, n=4				Mellemforurenede				AmagerS+Strandlyst, n=4			
As	Ingen jorddata for arsen					Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				AmagerS+Strandlyst, n=4			

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier for samme metal med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P > 0,05).

µg/kg VV	Overvågningssystem, n=12			
	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	1,1	0,9	0,6	2,6
Cr	-		-	-
Cu	620		460	990
Ni	51a	47	26	116
Pb	25b	20	13	62
Zn	2100		1400	2600
As	-		-	-

Tabel B2.5 Metaller i brombær, 1999. Enhed: µg/kg vådvægt

Parameter	Det. grænse	Brønshøjholm*, n=7				Andre lavt forurenede				Mellemforurenede				Kalvebod, n=9				Stærkt forurenede			
		Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	0,5	3,0a	1,6	0,5	9,6	-	-	-	-	3,1ab	2,6	1,1	5,5	4,9ab	2,7	1,7	13	3,7ab	2,8	1,8	7
Cr	4	<4	<4	<4	4	4,7	<4	<4	9	4	4	<4	5	8	6	<4	23	6	6	5	6
Cu	30	786	759	611	1039	924	924	625	1223	951	974	856	1001	851	782	573	1361	1078	1105	986	1143
Ni	10	39a	37	24	60	60ab	60	51	69	99ab	117	54	127	107b	102	66	186	113ab	109	72	162
Pb	8	<8a	<8	<8	18	-	-	-	-	12ab	14	<8	15	16b	13	<8	56	16ab	14	8	25
Zn	100	1758	1785	1503	2204	-	-	-	-	3825	3639	3335	4501	2291	2280	1666	2798	2418	2322	1808	3566
As	20	<20	<20	<20	<20	-	-	-	-	-	-	-	-	<20	<20	<20	<20	-	-	-	-
Cd	*Laveste jord-koncentrationer undtagen for krom, hvor den ligger lige over Rosen					Ingen				Kløvermarken+Sommerly,n=3				Stærkt forurenede				Bergmann+Sundbo+AmagerS+Strandlyst,n=6			
Cr						Kløvermarken+Sommerly,n=3				Strandlyst+AmagerS,n=4				Mellemforurenede				Bergmann+Sundbo,n=2			
Cu						Bergmann+Sundbo,n=2				Strandlyst+AmagerS,n=4				Lavt forurenede				Kløvermarken+Sommerly,n=3			
Ni						Sommerly, n=2				Sundbo+Bergmann+Kløvermarken,n=3				Mellemforurenede				Strandlyst+AmagerS,n=4			
Pb						Ingen				AmagerS+Bergmann+Sundbo, n=4				Mellemforurenede				Kløvermarken+Strandlyst+Sommerly,n=5			
Zn						Ingen				Sundbo+Bergmann+Kløvermarken,n=4				Mellemforurenede				Sommerly+AmagerS+Strandlyst,n=6			
As						Ingen jorddata for arsen					Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen		

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier for samme metal med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

µg/kg VV	Overvågningssystem – Hindbær, n=18			
	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	13b	11	2,6	58
Cr	-		-	-
Cu	1050		460	3100
Ni	200b	157	44	664
Pb	8b	<8	<8	28
Zn	3400		2800	3800
As	-		-	-

Tabel B2.6 Metaller i Ribs (9 prøver) og solbær (3 prøver), 1999. Enhed: µg/kg vådvægt

Parameter	Det. grænse	Brønshøjholm*, n=2				Andre lavt forurenede				Mellemforurenede				Kalvebod, n=2+2				Stærkt forurenede			
		Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	0,5	4,4a	4,4	3,3	5,4	-	-	-	-	4,1a	4,3	2,3	5,7	5,9a	5,2	3,3	10	6,0a	6,0	3,8	8,1
Cr	4	<4	<4	<4	5,0	6,5	6,0	<4	11	4	4	4	4	9,5	6,5	4,0	21	12	12	12	12
Cu	30	846	846	840	851	971	971	971	971	771	771	645	897	988	1027	700	1197	801	904	489	1011
Ni	10	35a	35	16	53	57ab	39	38	95	59ab	59	57	61	68ab	59	52	101	67ab	67	67	67
Pb	8	8,5a	8,5	8,0	9,0	-	-	-	-	45a	45	45	45	22a	22	13	31	24a	21	14	63
Zn	100	3119	3119	2938	3300	-	-	-	-	3988	3988	2635	5340	3382	3463	2676	3928	2777	2474	2205	3956
As	20	5,5	5,5	5	6	-	-	-	-	-	-	-	-	7,3	7,5	5	9	14	14	14	14
Cd	*Laveste jord-koncentrationer undtagen for krom, hvor den ligger lige over Rosen					Ingen				Sommerly+Rosen,n=3+1				Stærkt forurenede				Bergmann+Strandlyst,n=2+0			
Cr						Rosen+Sommerly,n=3+1				Strandlyst,n=1+0				Mellemforurenede				Bergmann,n=1+0			
Cu						Bergmann,n=1+0				Strandlyst+Rosen,n=2+0				Lavt forurenede				Sommerly,n=2+1			
Ni						Sommerly, n=1+1				Rosen+Bergmann,n=2+0				Mellemforurenede				Strandlyst,n=1+0			
Pb						Ingen				Bergmann, n=1+0				Mellemforurenede				Strandlyst+Rosen+Sommerly,n=4+1			
Zn						Ingen				Rosen+Bergmann,n=2+0				Mellemforurenede				Sommerly+Strandlyst,n=3+1			
As						Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen			

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier for samme metal med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

µg/kg VV	Overvågningssystem Ribs/solbær, n=12/23			
	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	5,8/1,9a	5,4/1,9	2,0/<0,5	13/5,1
Cr	-		-	-
Cu	880/990		560/770	1100/1200
Ni	87/119b	82/110	23/45	179/282
Pb	12/18a	12/16	<8/4	22/76
Zn	1800/2900		1300/2500	2700/3300
As	-		-	-

Tabel B2.7 Metaller i jostybær (2 prøver) og stikkelsbær (8 prøver), 1999. Enhed: µg/kg vådvægt

Parameter	Det. grænse	Brønshøjholm*, n=0				Andre lavt forurenede				Mellemløst forurenede				Kalvebod, n=3				Stærkt forurenede			
		Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	2,0a	2,1	1,5	2,5	2,1a	1,5	0,9	3,8	2,1a	1,5	1,1	3,7
Cr	4	-	-	-	-	<4	<4	<4	5	4	4	<4	5	2,7	3,0	<4	4	<4	<4	<4	<4
Cu	30	-	-	-	-	468	468	468	468	405	402	394	419	610	592	345	893	722	714	649	803
Ni	10	-	-	-	-	45a	39	28	68	45a	45	42	48	35a	25	24	55	47a	47	45	49
Pb	8	-	-	-	-	-	-	-	-	12a	163	17	309	<8a	<8	<8	11	15b	<8	<8	33
Zn	100	-	-	-	-	-	-	-	-	2010	2010	1934	2086	2296	2526	1793	2568	1642	1684	1407	1821
As	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<20	<20	<20	<20	-	-	-	-
Cd	*Laveste jord-koncentrationer undtagen for krom, hvor den ligger lige over Rosen					Ingen				Sommerly+Rosen,n=2+2				Stærkt forurenede				Sundbo+AmagerS+Strandlyst, n=3			
Cr						Rosen+Sommerly,n=2+2				Strandlyst+AmagerS,n=0+2				Mellemløst forurenede				Sundbo,n=0+1			
Cu						Sundbo,n=0+1				Strandlyst+AmagerS+Rosen,n=3				Lavt forurenede				Sommerly,n=2+1			
Ni						Sommerly, n=2+1				Rosen+Sundbo,n=0+2				Mellemløst forurenede				Strandlyst+AmagerS,n=0+2			
Pb						Ingen				AmagerS+Sundbo, n=0+2				Mellemløst forurenede				Strandlyst+Rosen+Sommerly, n=2+3			
Zn						Ingen				Rosen+Sundbo,n=0+2				Mellemløst forurenede				Sommerly+AmagerS+Strandlyst,n=0+3			
As	Ingen jorddata for arsen					Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen			

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier for samme metal med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

µg/kg VV	Overvågningssystem –stikkelsbær, n=10			
	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	1,6a	1,3	0,3	6,1
Cr	-	-	-	-
Cu	560	-	540	570
Ni	27a	22	9	85
Pb	<6a	<6	<6	14
Zn	1600	-	1500	1600
As	-	-	-	-

Tabel B2.8 Metal I'er i hassel nød, 1999. Enhed: µg/kg vådvægt

Parameter	Det. grænse	Brønshøjholm*, n=7				Andre lavt forurenede				Mellemforurenede				Kalvebod, n=2				Stærkt forurenede			
		Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.	Middel	Median	Min.	Max.
Cd	0,5	15	8	6,8	39	-	-	-	-	5,0	5,0	5	5	8	8	7,1	8,6	6,0	6,1	4,5	7,5
Cr	4	53	24	<4	117	104	104	104	104	47	47	42	51	151	151	44	257	25	25	25	25
Cu	30	6536	6164	4083	8166	6720	6720	6720	6720	5054	5054	4557	5550	5054	5054	5037	5071	5656	5656	5656	5656
Ni	10	416	354	184	929	1196	1196	1196	1196	1829	1829	1829	1829	1513	1513	1020	2006	1748	1748	1562	1934
Pb	8	138	118	52	311	-	-	-	-	232	232	132	332	446	446	226	666	97	97	85	109
Zn	100	13335	12082	10120	17753	-	-	-	-	16657	16657	16657	16657	14864	14864	12652	17075	12169	13767	8665	14075
As	20	96	73	38	189	-	-	-	-	-	-	-	-	73	73	57	88	43	37	34	58
Cd	*Laveste jord-koncentrationer undtagen for krom, hvor den ligger lige over Rosen					Ingen				Sommerly,n=1				Stærkt forurenede				Sundbo+AmagerS+Strandlyst,n=3			
Cr						Sommerly,n=1				Strandlyst+AmagerS,n=2				Mellemforurenede				Sundbo,n=1			
Cu						Sundbo,n=1				Strandlyst+AmagerS=2				Lavt forurenede				Sommerly,n=1			
Ni						Sommerly, n=1				Sundbo,n=1				Mellemforurenede				Strandlyst+AmagerS,n=2			
Pb						Ingen				AmagerS+Sundbo, n=2				Mellemforurenede				Strandlyst+Sommerly,n=2			
Zn						Ingen				Sundbo,n=1				Mellemforurenede				Sommerly+AmagerS+Strandlyst,n=3			
As						Ingen jorddata for arsen					Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen				Ingen jorddata for arsen		

- = data mangler

VV = Beregninger baseret på vådvægt

Bogstaver angiver resultat af Tukey's t-test: Middelværdier for samme metal med samme bogstav er ikke signifikant forskellige (P >0,05).

µg/kg VV	FDir (pers.komm. EHL)		
	Middel	Min.	Max.
Cd		17	18
Cr			
Cu			
Ni	1800	660	2300
Pb	130		
Zn			
As			

PAH-analyser af grunde i Skagensområdet

Tabel B2.9 PAH-indholdet i de forurenede grunde fra Skagensområdet. Alle værdier er mg/kg jord tørstof. Grundene er sorteret efter koncentrationen af benzo(a)pyren. Skyggede felter angiver rådgivningsintervallet (0,1-1,0 mg, benzo(a)pyren per kg jord tørstof), **fed** angiver koncentrationer over afskæringsværdien. Bemærk, at summen af PAH-forbindelser er summen af samtlige forbindelser, der indgår i analysen, hvorfor den ikke kan sammenlignes med rådgivningsintervallet.

Datasættet fra Skagen er ikke komplet, da der for et stort antal grunde udelukkende foreligger papirkopi af analyseresultater. For en del af grundene har MST stillet elektronisk indtastede data til rådighed, hvorfor datasættet for disse er komplet. For grunde, hvor der kun foreligger papirkopi af data, er værdierne for benzo(a)pyren tastet ind. De i tabellen viste data er middelværdier for hver enkelt grund af et antal prøver, taget i dybderne 0,1, 0,6 og 1 m. Antal let af prøver fra hver grund, og de udvalgte dybder varierer. Således er der kun prøver fra 1 meters dybde fra ganske få grunde. Dybderne, hvorfra, der er taget prøver fremgår af tabellens anden kolonne.

Adresse	Dybde m u.t.	Naphthalen	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benzo (a) anthracen	Chrysen	Benzo (b+k) fluoranthren	Benzo (a) pyren	Indeno (1,2,3-cd) pyren	Dibenzo (a,h) anthracen	Benzo (g,h,i) perylen	PAH-sum orig.	Tjære
Ydunsvej 11	0,1	1,1	5,4	0,44	0,31	8,9	2,24	54	60	29	28	60	33	26	3,1	16	326	1584
Ydunsvej 18	0,1/0,6	0,21	1,6	0,51	1,6	16,6	1,2	13	12	12	15	10	15	12	1,4	7,6	175	764
Ydunsvej 23	0,1/0,6												14					
Ydunsvej 15	0,1/0,6/1												13					
Eratosvej 21	0,1/0,6	0,31	0,86	0,18	0,58	4,8	1,0	20	21	13	12	24	12	9,4	1,8	10	131	633
Ydunsvej 19	0,1/0,6/1												10					
Ydunsvej 22	0,1/0,6	0,10	0,57	0,12	0,32	5,9	1,5	10	11	8,9	6,6	12	9,0	7,4	0,96	5,3	78	504
Ydunsvej 9	0,1	0,37	0,78	0,26	0,69	6,7	1,0	18	17	7,7	8,6	17	8,7	6,1	1,0	6,4	100	500
Eratosvej 13	0,1/0,6	0,23	0,53	0,23	0,57	5,1	0,9	14	14	7,7	7,9	15	7,6	6,3	1,2	5,3	85	374
Ydunsvej 20	0,1/0,6	0,31	0,66	0,17	0,32	8,2	1,5	15	14	7,9	8,3	15	7,5	6,9	1,3	6,0	92	450
Eratosvej 38	0,1/0,6/1												7,3					
Ydunsvej 24	0,1/0,6	0,22	0,57	0,31	0,90	6,2	1,0	14	13	6,0	6,3	10	6,6	4,4	0,93	3,8	73	284
Eratosvej 23	0,1/0,6	0,20	0,43	0,14	0,32	3,3	0,68	10	10	6,2	6,1	12	6,4	5,4	1,1	4,3	66	297
Eratosvej 25	0,1/0,6												5,0					
Ydunsvej 7	0,1	0,23	0,47	0,11	0,29	3,5	0,7	10	9,2	5,3	5,3	11	4,9	4,1	0,89	3,5	59	544
Ydunsvej 27	0,1/0,6	0,24	0,45	0,14	0,42	4,0	0,53	10	8,9	4,4	4,7	9,0	4,9	3,7	0,70	3,6	55	283
Eratosvej 9	0,1/0,6	0,42	0,17	0,12	0,11	7,6	3,4	12	12	7,7	7,9	10	4,8	6,8	0,80	5,7	78	396
Eratosvej 18	0,1/0,6												4,8					
Eratosvej 19	0,1/0,6	0,19	0,37	0,14	0,32	3,0	0,66	8,7	8,4	4,4	4,6	7,5	4,4	4,0	0,7	3,0	50	226
Eratosvej 11	0,1/0,6	0,14	0,47	0,17	0,26	5,0	0,79	8,7	7,8	4,8	4,7	8,5	3,7	3,6	0,74	3,3	52	230
Ydunsvej 17	0,1/0,6/1												3,7					
Eratosvej 12	0,1/0,6	0,17	0,41	0,10	0,42	4,1	0,6	8,8	8,5	3,4	3,5	8,6	3,6	3,4	0,50	3,4	49	334
Eratosvej 32	0,1/0,6/1												3,5					
Eratosvej 17	0,1/0,6	0,11	0,23	0,10	0,23	1,9	0,5	5,3	5,2	2,1	2,2	5,4	3,3	2,4	0,37	2,1	29	159

Adresse	Dybde m u.t.	Naphthalen	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthen	Pyren	Benzo (a) anthracen	Chrysen	Benzo (b+k) fluoranthen	Benzo (a) pyren	Indeno (1,2,3-cd) pyren	Dibenzo (a,h) anthracen	Benzo (g,h,i) perylen	PAH-sum orig.	Tjære
Eratosvej 40	0,1/0,6/1												3,2					
Ydunsvej 16	0,1/0,6	0,13	0,31	0,13	0,19	3,10	0,43	6,5	6,1	2,9	3,8	5,1	3,1	2,4	0,56	2,2	36	242
Ydunsvej 14	0,1/0,6	0,11	0,31	0,11	0,20	2,8	0,29	6,2	5,9	2,51	2,7	5,7	2,6	2,5	0,43	2,5	34	252
Eratosvej 4	0,1/0,6	0,13	0,23	0,10	0,13	1,2	0,25	4,2	4,2	2,1	2,2	4,1	2,6	1,7	0,44	1,6	13	132
Ydunsvej 8	0,1/0,6	0,10	0,29	0,11	0,24	4,6	0,18	4,7	4,5	3,2	2,5	4,5	2,4	2,6	0,42	2,0	31	199
Ydunsvej 29	0,1/0,6	0,14	0,24	0,10	0,20	1,5	0,36	4,2	3,9	1,2	1,3	5,5	2,2	1,8	0,49	1,6	24	270
Eratosvej 5	0,1/0,6	0,13	0,25	0,10	0,18	1,1	0,20	3,8	3,6	1,7	1,9	3,3	2,2	1,6	0,36	1,4	21	109
Eratosvej 2	0,1/0,6	0,13	0,19	0,10	0,13	0,7	0,26	3,1	3,3	1,7	1,6	3,4	2,0	1,6	0,41	1,4	19	125
Eratosvej 6	0,1/0,6	0,11	0,23	0,11	0,15	1,2	0,26	2,7	3,1	1,9	2,2	3,3	1,9	1,8	0,40	1,4	20	188
Eratosvej 16	0,1/0,6												1,9					
Eratosvej 20	0,1/0,6	0,11	0,20	0,12	0,17	1,5	0,33	3,3	3,3	1,9	2,2	3,3	1,9	1,9	0,41	1,4	21	107
Eratosvej 22	0,1/0,6												1,7					
Eratosvej 34	0,1/0,6/1												1,7					
Ydunsvej 13	0,1/0,6												1,5					
Ydunsvej 10	0,1/0,6	2,2	0,56	0,13	0,50	2,1	1,1	3,2	2,9	2,0	1,7	3,2	1,5	1,5	0,41	1,3	23	99
Eratosvej 10	0,1/0,6	0,10	0,22	0,11	0,15	1,3	0,2	3,1	3,0	2,6	1,5	3,4	1,4	1,5	0,30	1,4	19	104
Ydunsvej 6	0,1/0,6	0,10	0,20	0,11	0,21	1,7	0,2	3,2	2,7	1,4	1,6	3,0	1,4	1,4	0,42	1,3	18	89
Ydunsvej 25	0,1/0,6	0,12	0,19	0,12	0,18	1,1	0,3	2,7	2,5	1,0	1,7	2,3	1,3	1,1	0,31	1,0	15	109
Eratosvej 28	0,1/0,6/1												1,3					
Eratosvej 7	0,1/0,6	0,12	0,15	0,10	0,13	1,2	0,29	2,2	2,3	1,6	1,5	2,3	1,2	1,8	0,30	1,4	16	92
Ydunsvej 5	0,1	0,10	0,16	0,10	0,11	0,46	0,11	1,4	1,5	0,8	1,0	2,1	1,0	0,86	0,23	0,65	10	235
Eratosvej 1	0,1/0,6	0,10	0,16	0,10	0,12	0,61	0,15	1,8	1,8	0,8	1,2	1,8	1,0	0,91	0,23	0,83	11	72
Eratosvej 8	0,1/0,6	0,10	0,10	0,10	0,11	0,58	0,10	1,1	1,0	0,5	0,8	1,1	0,63	0,57	0,24	0,50	6	86
Ydunsvej 2	0,1/0,6												0,59					
Ydunsvej 12	0,1/0,6												0,58					
Ydunsvej 4	0,1/0,6	0,10	0,10	0,10	0,10	0,26	0,12	0,67	0,65	0,29	0,41	0,77	0,39	0,48	0,20	0,44	4,2	33
Eratosvej 3	0,1/0,6	0,10	0,10	0,10	0,10	0,12	0,10	0,16	0,19	0,13	0,21	0,19	0,18	0,21	0,20	0,20	0,9	16

PAH-analyser af frugt og bær i Skagensområdet

Table B2.10 Resultater af PAH-analyser af samleprøver af æble, µg/kg vådvægt

Prøve nr:	Acenaphthylen	Fluoranthen	Benzo(b+j)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-cd)-pyren
Detektionsgrænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
1 foruren	0	0,145	0	0	0	0
2 foruren	0	0,13	0	0	0,02	0
3 foruren	0	0,33	0	0	0	0
4 foruren	0	0,85	0	0	0	0
5 ikke-forur.	0	0	0	0	0,02	0
6 ikke-forur.	0	0,21	0	0	0,02	0
Blandingsprøver						
Prøve 1:	Ydunsvej 19 Eratosvej 12 Eratosvej 21 Eratosvej 32 Eratosvej 34			Prøve 4:	Eratosvej 6 Eratosvej 7 Eratosvej 20 Eratosvej 22 Eratosvej 28	
Prøve 2:	Ydunsvej 23 Ydunsvej 27 Eratosvej 13 Eratosvej 25			Prøve 5:	Middagssol 1 Middagssol 24 Middagssol 41 Middagssol 89	
Prøve 3:	Ydunsvej 10 Eratosvej 17 Eratosvej 18 Eratosvej 40			Prøve 6:	Østerbyvej 15 Østerbyvej 17 Mikkel Jensensvej 3 Ole Svendsensvej 2 Østbank 19	

Table B2.11 Resultater af PAH-analyser af enkeltp prøver af æble, µg/kg vådvægt

Prøve	Acenaphthylen	Fluoranthen	Benzo(b+j)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-cd)-pyren
Detektionsgrænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
Ydunsvej 19	0	0,17	0,04	0,01	0,01	0,05
Eratosvej 12	0	0,16	0,02	0,01	0	0
Eratosvej 21	0	0,12	0,04	0,06	0,01	0
Eratosvej 32 A	0	0,14	0,06	0,01	0,01	0
Eratosvej 32 B	0	0,11	0,03	0,01	0,01	0
Eratosvej 34	0	0,13	0,01	0	0	0
Ydunsvej 23	0	0,18	0,02	0	0	0
Ydunsvej 27	0	0,17	0,01	0	0	0
Eratosvej 13*gnsn.	0	0,63	0,11	0,06	0,09	0,09
Eratosvej 25	0	0,15	0,01	0	0	0
Eratosvej 18	0	0,22	0,05	0,01	0,02	0,02
Eratosvej 13*	0	0,63	0,14	0,07	0,10	0,11
Eratosvej 13 A*	0	0,65	0,11	0,07	0,10	0,10
Eratosvej 13 B*	0	0,62	0,08	0,05	0,07	0,07

*: Prøven fra Eratosvej 13 er analyseret to gange; først i serie med de øvrige prøver, derefter som dobbeltbestemmelse i en anden serie.

Table B2.12 Resultater af PAH-analyser af samle- og enkeltprøver af pære µg/kg vådvægt

Prøve nr:	Acenaphthylene	Fluoranthene	Benzo(b+j)-fluoranthene	Benzo(k)-fluoranthene	Benzo(a)-pyrene	Indeno(1,2,3-cd)-pyrene
Detekt. grænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
1 ikke-forur.	0	0	0	0	0	0
2 ikke-forur.	0	0,31	0	0	0	0
Ydunsvej 19	0	0,36	0	0,01	0	0
Ydunsvej 13	0	0,42	0	0,01	0,01	0
Eratosvej 20	0	0,49	0	0,02	0,02	0
Eratosvej 25	0	0,49	0	0,01	0,02	0
Blandingsprøver						
Prøve 1:	Østerbyvej 7 Østerbyvej 17 Østerbyvej 21 Østerbyvej 29 Lars Krusesvej 9			Prøve 2:	Aftensol, træ 1 Aftensol, træ 2 Ole Svendsensvej 2 Ole Svendsensvej 10 Østerbak 29	

Table B2.13 Resultater af PAH-analyser af samlepøver af blomme µg/kg vådvægt

Prøve nr:	Acenaphthylene	Fluoranthene	Benzo(b+j)-fluoranthene	Benzo(k)-fluoranthene	Benzo(a)-pyrene	Indeno(1,2,3-cd)-pyrene
Detektions grænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
1 forurennet	0	0,15	0,03	0,01	0,02	0
2 forurennet	0	0,13	0,01	0	0	0
3 ikke-forur.	0	0,09	0	0	0	0
4 ikke-forur.	0	0,18	0,01	0	0	0
Blandingsprøver						
Prøve 1:	Eratosvej 28 Ydunsvej 15			Prøve 3:	Middagssol 2 Middagssol 24 Middagssol 30 Middagssol 32 Middagssol 40	
Prøve 2:	Ydunsvej 18 Ydunsvej 20 Ydunsvej 27 Eratosvej 5 Eratosvej 7 Eratosvej 13 Eratosvej 20 Eratosvej 40			Prøve 4:	Morgensol 93 Morgensol 97 Morgensol 100 Aftensol 66 Aftensol 68	

Tabel B2.14 Resultater af PAH-analyser af samleprøver af hyben, µg/kg vådvægt

Prøve nr:	Acenaphthylen	Fluoranthen	Benzo(b+)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)-pyren	Indeno(1,2,3-cd)-pyren
Detektionsgrænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
1 forurenet	0	0,15	0	0,01	0,05	0
2 forurenet	0	8,20	0,02	0,02	0	0
3 ikke-forur.	0	0,08	0,02	0	0	0
4 ikke-forur.	0	0,03	0,005	0	0	0
Blandingsprøver						
Prøve 1:	Ydunsvej 17 Ydunsvej 19 Eratosvej 16, prøve 1+2 Eratosvej 16, prøve 2		Prøve 3:	Kanalvej Nord Buttervej/Fyrvej Rosenhuset, ved vippefyr Grenen Camping, nord		
Prøve 2:	Ydunsvej 2 Ydunsvej 8 Ydunsvej 10 Ydunsvej 12 Eratosvej 20 Eratosvej 22, prøve 1 Eratosvej 22, prøve 2		Prøve 4:	Batterivej, for enden af P-plads Sygehuskoven Batterivej vest, vest for Kubler Syd for Kubler, over for redningshus Den tilsandede kirke, syd Den tilsandede kirke, nord Hedeboskolen		

Table B2.15 Result of PAH analysis of composite and individual samples of blackberry, 1. analysis series, µg/kg dry weight

Prøve nr:	Acenaph-thylen	Fluoranthen	Benzo(b+j)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)-pyren	Indeno(1,2,3-cd)-Pyren
Detektionsgrænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
1 forurennet	0	0,65	0,55	0,13	0,75	0
2 forurennet	0	0,43	0,04	0,01	0,06	0
3 forurennet	0	0,29	0,04	0	0,06	0
4 forurennet	0	1,72	1,75	0,42	2,03	0
5 ikke-forur.	0	0,45	0,05	0,01	0,08	0
6 ikke-forur.	0	0,315	0	0	0,015	0
Blandingsprøver						
Prøve 1:	Ydunsvej 2, busk 1 Ydunsvej 2, busk 2 Eratosvej 7		Prøve 5:	Morgensol 100 Aftensol 66 Aftensol 67 Iver Christensensvej 38		
Prøve 2:	Eratosvej 10 Ydunsvej 10		Prøve 6:	Middagssol 33 Middagssol 35 Middagssol 36 Middagssol 39		
Prøve 3:	Eratosvej 20, busk 1 Eratosvej 20, busk 2			Mikkel Jennesvej 2		
Prøve 4:	Ydunsvej 15					

Table B2.16 Result of PAH analysis of composite and individual samples of blackberry, 2. analysis series, µg/kg dry weight

Prøve nr.	Acenaph-thylen	Fluoranthen	Benzo(b+j)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)-pyren	Indeno(1,2,3-cd)-pyren
bl.pr. 1	0	0,18	0,03	0,01	0,01	0
bl.pr. 2	0	0,18	0,03	0,02	0,02	0
bl.pr. 3	0	0,28	0,04	0,02	0,03	0
bl.pr. 4	0	0,38	0,13	0,06	0,12	0
bl.pr. 5 A	0	0,39	0,04	0,02	0,03	0
bl.pr. 5 B	0	0,35	0,02	0,01	0,01	0
bl.pr. 6	0	0	0,32	0,03	0,02	0

Tabel B2.17 Resultater af PAH-analyser af enkel prøver af stikkesbær, µg/kg vådvægt

Prøve	Acenaphthylen	Fluoranthen	Benzo(b+j)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)-pyren	Indeno(1,2,3-cd)-pyren
Detektionsgrænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
Ydunsvej 2, busk 1	0	0,19	0,04	0,01	0,01	0
Ydunsvej 2, busk 2	0	0,19	0,05	0,02	0,02	0
Eratosvej 7	0	0,16	0,05	0,01	0,01	0
Eratosvej 10	0	0,18	0,04	0,02	0,02	0,06
Ydunsvej 10	0	0,24	0,06	0,03	0,03	0,06
Eratosvej 20, busk 1 A	0	0,21	0,03	0,01	0,01	0,02
Eratosvej 20, busk 1 B	0	0,18	0,02	0,01	0,01	0,05
Eratosvej 20, busk 2	0	0,13	0,01	0,01	0,01	0,13
Morgensol 100	0	0,29	0,03	0,01	0,01	0
Aftensol 66	0	0,23	0,02	0,02	0,01	0
Aftensol 67	0	0,27	0,05	0,03	0,03	0
Iver Christensens-vej 38	0	0,72	0,08	0,05	0,07	0,22
Middagssol 33	0	0,32	0	0	0	0
Middagssol 35	0	0,14	0,02	0,01	0	0
Middagssol 36	0	0,12	0,02	0,01	0	0
Middagssol 39	0	0,13	0,01	0,01	0	0
Mikkel Jennesvej 2	0	0,12	0,06	0,04	0,09	0,07

Tabel B2.18 Resultater af PAH-analyser af enkel prøver af pære fra Brønshøjholm i København, µg/kg vådvægt

Prøve nr.	Acenaphthylen	Fluoranthen	Benzo(b+j)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)-pyren	Indeno(1,2,3-cd)-pyren
Detekt. grænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
144	0	0,21	0,03	0	0	0,08
150	0	0,19	0	0	0	0
167	0	0,38	0,01	0	0	0
212	0	0,38	0	0	0	0
216 A	0	0,18	0	0,01	0	0
216 B	0	0,28	0,01	0	0	0
224	0	0,27	0,01	0	0	0

Table B2.19 Resultater af PAH-analyser af enkel prøve af blomme fra Brønshøjholm i København, µg/kg vådvægt

Prøve nr.	Acenaphthylen	Fluoranthen	Benzo(b+j)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)-pyren	Indeno(1,2,3-cd)-pyren
Detekt. grænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
130	0	0,40	0,01	0,01	0	0
131	0	0,24	0	0	0	0
135	0	0,06	0,03	0	0	0
136	0	0,24	0	0	0	0
138	0	0,29	0	0	0	0
140	0	0,30	0	0	0	0

Table B2.20 Resultater af PAH-analyser af enkel prøve af brombær fra Brønshøjholm i København, µg/kg vådvægt

Prøve nr.	Acenaphthylen	Fluoranthen	Benzo(b+j)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)-pyren	Indeno(1,2,3-cd)-pyren
Detekt. grænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
115	0	1,70	0,03	0,01	0,02	0,07
116	0	1,81	0,02	0,01	0,01	0
117	0	3,24	0,03	0,01	0,01	0
124 A	0	3,04	0,02	0,01	0,01	0
124 B	0	3,48	0,03	0,02	0,01	0
125	0	1,10	0,02	0,01	0,01	0
194	0	2,57	0,27	0,12	0,24	0,27

Table B2.21 Resultater af PAH-analyser af enkel prøve af ribs fra Brønshøjholm i København, µg/kg vådvægt

Prøve nr.	Acenaphthylen	Fluoranthen	Benzo(b+j)-fluoranthen	Benzo(k)-fluoranthen	Benzo(a)-pyren	Indeno(1,2,3-cd)-pyren
Detekt. grænse	0,525	0,144	0,027	0,005	0,018	0,212
122	0	0,68	0,07	0,04	0,02	0
123	0	1,08	0,10	0,05	0,03	0

Frugt og grøntsager fra kostmodellen

Grøntsager, frugt og bær, der indgår i kostmodellen, men som ikke er medregnet i undersøgelsen

Grøntsager:

Agurk, rå
Asparges, konserver
Aubergine, rå
Bladselleri, rå
Blomkål, uspec., rå
Broccoli, rå
Hvide bønner, hvide, tørrede
Brune bønner, tørrede
Champignon, rå
Hvidkål, rå
Hvidløg, rå
Kartoffelmel
Løg, rå
Champignon, konserver
Peberfrugt, grøn, rå
Peberfrugt, rød, rå
Persille, rå
Porre, rå
Purløg, rå
Rabarber, rå
Rosenkål, dybfrost
Rødbede, rå
Rødbede, konserver
Tomat, uspec., rå
Tomat, flået, konserver
Tomatketchup
Tomatpure
Grønne ærter, dybfrost
Gule ærter (flækærter), rå
Asier, syltede
Squash, alle typer, rå

Frugt:

Ananas, rå
Ananas, konserver
Appelsin, rå
Avocado, rå
Banan, rå
Citronsaft, friskpresset
Fersken, rå
Fersken, konserver
Jordbær, rå
Kokosmel
Mandel, rå
Netmelon, rå
Jordnød, tørret
Rosin uden kerner
Sveske, rå
Vindrue, rå
Marmelade, uspec.
Frugtsaft, blandet, sødet, koncentreret
Frugtsaft, blandet, usødet, koncentreret
Kiwi, rå
Mangofrugt, mangoblomme, mangga, rå
Kakifrugt (Sharon), rå
Frugtpålæg, figen

Resultater af indledende undersøgelser, København 1996-98

Resultaterne er opstillet på samme måde som i Fødevaredirektoratets (Jørgensen *et al.* 2000) publikation af resultaterne fra Overvågningssystemet.

Cadmium µg/kg (ng/g)

Afgrøde	n	Gennemsnit	Minimum	Maximum	50% fraktil	90% fraktil
Grønkål 96	1	28	-	-	-	-
Rødbede 96	1	66	-	-	-	-
Kartofler 96+97+98	6	12,3	7,1	17,0	12,5	16,1
Pære 97	2	3,3	3,0	3,5	3,3	3,5
Pærekød 98	9	3,2	1,5	5,7	3,2	4,2
Pæreskræl 98	9	5,2	3,0	7,5	5,1	6,5
Æble 97	6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Æble 98	10	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Blomme 98	10	0,6	0,6	0,7	0,6	0,7
Brombær 98	8	4,4	1,0	9,6	4,6	6,9
Hyldebær 98	10	1,6	0,6	6,6	1,1	2,2
Hasselnød 98	4	1,6	1,3	2,0	1,6	2,0

Kobber µg/kg (ng/g)

Afgrøde	n	Gennemsnit	Minimum	Maximum	50% fraktil	90% fraktil
Grønkål 96	1	1600	-	-	-	-
Rødbede 96	1	1940	-	-	-	-
Kartofler 96+97+98	4	1750	1550	2100	1600	2000
Pære 97	2	770	550	990	770	946
Pærekød 98	9	561	280	960	600	768
Pæreskræl 98	9	1077	760	1400	1100	1320
Æble 97	6	508	390	770	470	666
Æble 98	10	336	140	550	355	433
Blomme 98	10	570	390	850	515	760
Brombær 98	8	814	450	990	875	962
Hyldebær 98	10	1054	540	1900	1000	1360
Hasselnød 98	4	4675	3400	5300	5000	5240

Krom µg/kg (ng/g)

Afgrøde	n	Gennemsnit	Minimum	Maximum	50% fraktil	90% fraktil
Kartofler 97+98	2	9,5	5,0	14,0	9,5	13,1
Pære 97	2	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Pærekød 98	9	5,6	5,0	7,9	5,0	7,7
Pæreskræl 98	9	6,8	5,0	16,0	5,0	9,8
Æble 97	6	9,7	5,0	18,0	7,9	15,2
Æble 98	10	8,2	5,0	20,0	7,8	10,5
Blomme 98	10	6,6	5,0	15,0	5,0	8,7
Brombær 98	8	9,1	5,0	22,0	7,2	13,6
Hyldebær 98	10	12,1	5,0	36,0	5,6	29,7
Hasselnød 98	4	6,8	5,0	12,0	5,0	9,9

Nikkel µg/kg (ng/g)

Afgrøde	n	Gennemsnit	Minimum	Maximum	50% fraktil	90% fraktil
Grønkål 96	2	289	266	311	-	-
Rødbede 96	1	139	-	-	-	-
Kartofler 96+97+98	6	126	25	368	56	275
Pære 97	2	51	34	68	51	65
Pærekød 98	9	44	25	96	39	62
Pæreskræl 98	9	101	50	160	110	144
Æble 97	6	25	25	25	25	25
Æble 98	10	25	25	25	25	25
Blomme 98	10	36	25	57	34	46
Brombær 98	8	113	49	210	94	189
Hyldebær 98	10	68	40	140	66	82
Hasselnød 98	4	730	360	1100	730	1016

Bly µg/kg (ng/g)

Afgrøde	n	Gennemsnit	Minimum	Maximum	50% fraktil	90% fraktil
Grønkål 96	1	39	-	-	-	-
Rødbede 96	1	209	-	-	-	-
Kartofler 96+97+98	4	26	24	29	26	28
Pære 97	2	11	10	11	11	11
Pærekød 98	9	13	10	32	10	17
Pæreskræl 98	9	24	10	77	20	35
Æble 97	6	10	10	10	10	10
Æble 98	10	16	10	36	13	28
Blomme 98	10	30	10	71	30	49
Brombær 98	8	22	10	56	13	51
Hyldebær 98	10	16	10	52	10	22
Hasselnød 98	4	10	10	10	10	10

Zink µg/kg (ng/g)

Afgrøde	n	Gennemsnit	Minimum	Maximum	50% fraktil	90% fraktil
Grønkål 96	1	22320	-	-	-	-
Rødbede 96	1	25655	-	-	-	-
Kartofler 96+97+98	4	3893	3500	4300	3880	4216
Pære 97	2	2150	1500	2800	2150	2670
Pærekød 98	9	1309	780	1800	1400	1640
Pæreskræl 98	9	3000	1900	4600	2900	3720
Æble 97	6	317	60	540	300	505
Æble 98	10	307	110	510	310	384
Blomme 98	10	1008	570	1400	985	1310
Brombær 98	8	2538	2200	2900	2450	2900
Hyldebær 98	10	2740	1700	4300	2750	3670
Hasselnød 98	4	12125	7500	17000	12000	15800

Statistiske analyser af grøntsagsforsøg

Jordbundsparametre

Resultaterne af analyserne for jordbundsparametre er samlet i tabel B1.3. Variationen i jordbundsparametrene var relativt lav inden for den enkelte jordtype, så med hensyn til disse var forsøgsbedene ret ensartede. Derimod var der forskel på de tre jorde: Referencejorden (landbrugsjord) og Cometjorden (overfladejord fra en grund i København) havde normalt indhold af humus eller organisk kulstof (3%) , mens det var meget højt (19%) i Valbyparkjorden (fra opfyldning af losseplads), hvor det sandsynligvis stammede fra tidligere tiders affald. Valbyparkjorden var således ikke typisk for en jord, man normalt ville dyrke grøntsager i. Reference- og Cometjorden adskilte sig primært ved, at Referencejorden var mere leret end Cometjorden. I forsøget var der således indbygget en sammenhæng mellem høj koncentration af forureningskomponenterne og højt indhold af organisk stof i jorden samt lav koncentration af stofferne og højt ler-siltindhold.

Tilgængeligheden af forureningskomponenter i jorden kan være afhængig af jordens egenskaber såsom indhold af organisk materiale, ler og pH. Hvorfor der ved fortolkning af forsøgsresultaterne for grøntsagerne skal tages hensyn til dette fra forskellige jordtyper.

Da vejledning vedrørende indtagelse af hjemmedyrkede grøntsager grundlæggende skal bygge på viden om koncentrationen af enkeltstoffer i jorden, var det relevant at undersøge, hvorvidt en eventuel opkoncentrering af stofferne i planter er afhængig af jordbundsparametrene i en sådan grad, at det har betydning for den humantoksikologiske vurdering.

Derfor anvendes som mål for opkoncentreringen i planterne, biokoncentreringsfaktorer (BCF) ved beregningerne. BCF beregnes som forholdet mellem koncentrationen i planten og koncentrationen i jorden $BCF = \text{koncentration i plante (vådvægt)} / \text{koncentration i jord (tørvægt)}$. Til beregningerne er der anvendt log-transformerede tal, hvorved BCF beregnes som en differens.

PLS-analyse

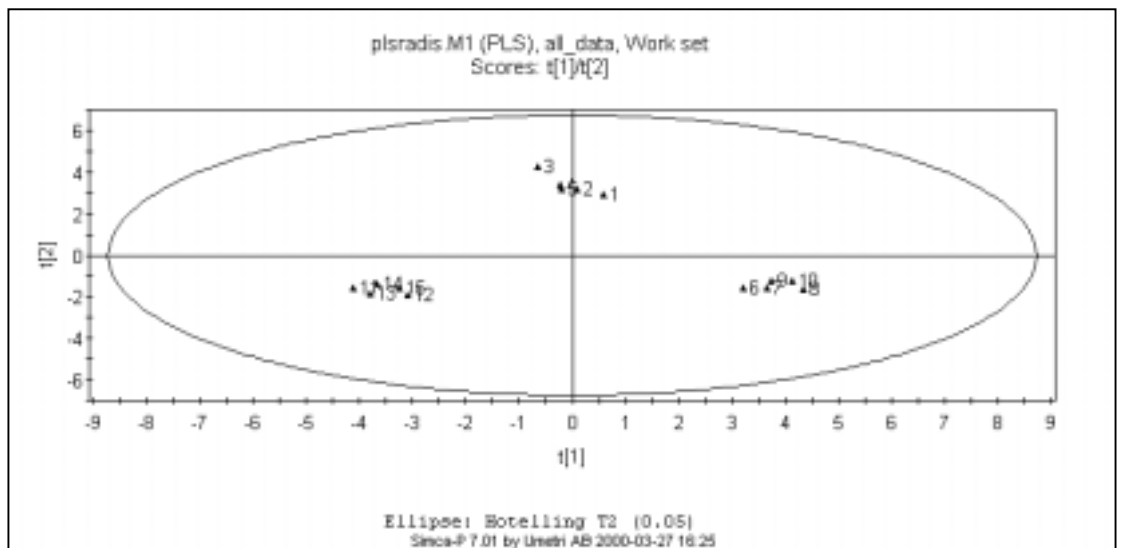
De statistiske analyser blev udført ved hjælp af en Partial Least Square analyse (PLS), der er en såkaldt multivariat teknik (f.eks. Eriksson et al. 1995). Ved hjælp af denne analyse er det muligt at beskrive værdierne i en Y matrix (her BCF-værdier) ud fra værdierne i en X matrix (her jordbundsparametre). Der er tale om en form for regressionsanalyse, hvor samtlige parametre i X-matricen indgår på en gang, hvorved der i en flertrinsproces kan opnås et mål for den relative betydning af de enkelte parametre i X-matricen for Y-matricen. Med denne metode er der således mulighed for at "scanne" et stort variable i én proces, hvor den relative betydning af hver enkelt parameter kvantificeres.

I analysen benyttedes samhörende data fra hver enkelt delparcel i grøntsagsforsøget. Modellen forudsætter, at der for samtlige jord/planteprøver foreligger oplysninger for samtlige undersøgte parametre. For hver plantearart er der gennemført en analyse og en model er opstillet,

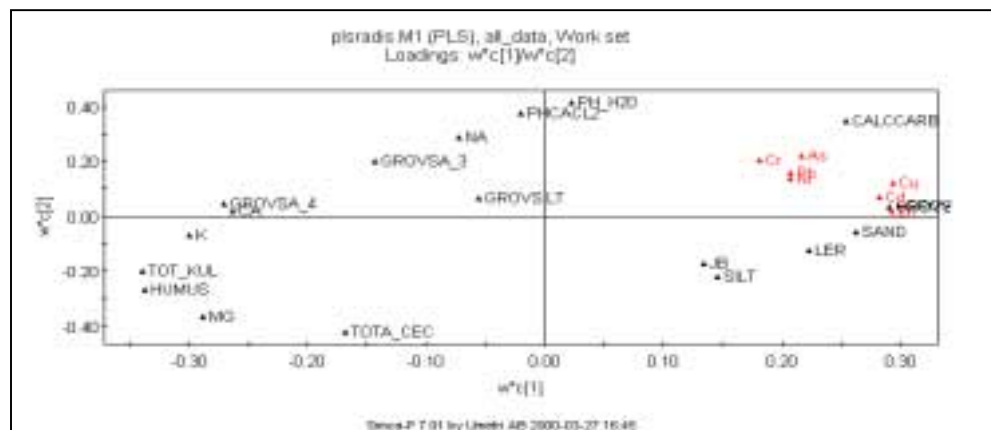
hvorefter jordbundsparametrene betydning for de metaller, for hvilke modellen gav bedst overensstemmelse, blev undersøgt

Ud fra de tilgængelige data udtrækker PLS analysen såkaldte PLS-komponenter, der består af lineære kombinationer af de oprindelige variable. Om PLS-komponenterne gælder det, at man ved beregningen søger at forklare så meget som muligt af variationen i Y matricen ud fra variationen i X matricen. Samtidig søger PLS modellen at forklare så meget som muligt af variationen i matricerne med det mindst mulige antal PLS-komponenter.

Et indtryk af, hvordan de enkelte observationer fordeles sig i forhold til PLS-komponenterne fås ved hjælp af et såkaldt score plot. Figur B.5.1 viser et sådant for radise. Som det ses, fordeles observationerne fra de tre lokaliteter sig i tre tydelige grupper. Dvs. at BCF-værdierne for radise i de tre jorde har været sammenhængende med de parametre, der bidrager til de to akser: Cometjorden af førsteaksen, Valbyparkjorden (negativt) og Referencejorden (positivt) af andenaksen.



Figur B.5.1 Score plot for de to PLS-komponenter for PLS model I en for radise. 1-5: Cometjord, 6-10: Referencejord, 11-15: Valbyparkjord.

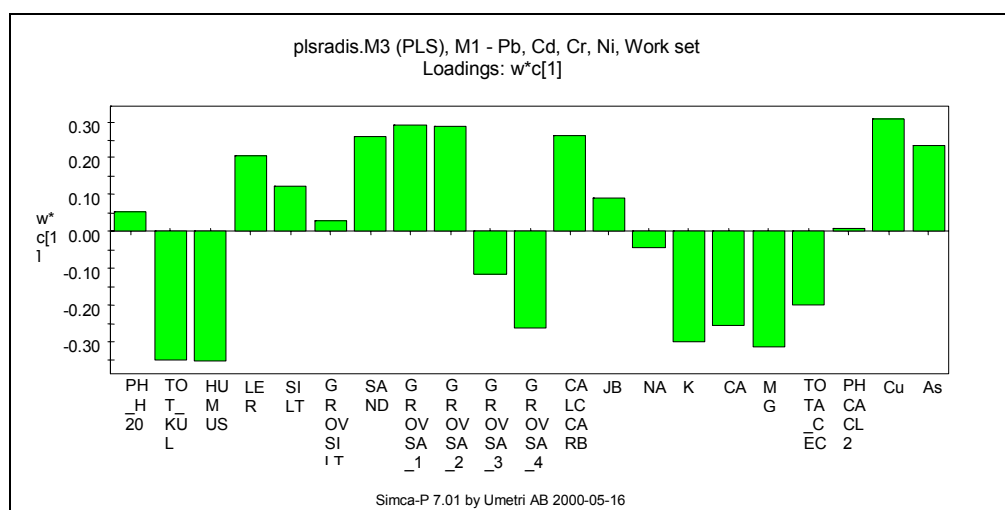


Figur B.5.2 Loading figur for PLS model I en for radise. Symbolerne for metallerne angiver biokoncentreringsfaktorerne for det respektive metal.

Et indtryk af årsagen til fordelingen kan fås ved at sammenholde score plottet på figur B.5.1 med et såkaldt loading eller vægtet plot (figur B.5.2), der viser hvor meget den enkelte variable bidrager til den enkelte PLS-komponent. (Informationen fra loading-plottet kan også afbildes som søjlediagrammer for hver af de to PLS-komponenter, som det er gjort i figur B.5.3 og 8.8). Ved at sammenstille figur B.5.1 og 8.6 ses det således, at lave koncentrationer af humus og total kulstof er sammenfaldende med en høj biokoncentrering, da humus/total kulstof på figur B.5.2 ligger til venstre på førsteaksen, hvorimod biokoncentreringen for de enkelte metaller ligger til højre (ses også af figur B.5.3). Tilsvarende ses det, at Valbyparkjorden, der ligger til venstre i score plottet, er kendetegnet ved parametre, der ligger til venstre i loading-plottet, dvs. at den generelt består af jord med et højt indhold af humus/total kulstof. Den ligger også modsat placeringen af BCF-værdierne for metallerne i loading plottet, hvorfor det kan konkluderes, at der i planter fra denne jord er fundet relativt lav opkoncentrering af metaller. Det omvendte er tilfældet for reference jorden, der ligger til højre i score plottet.

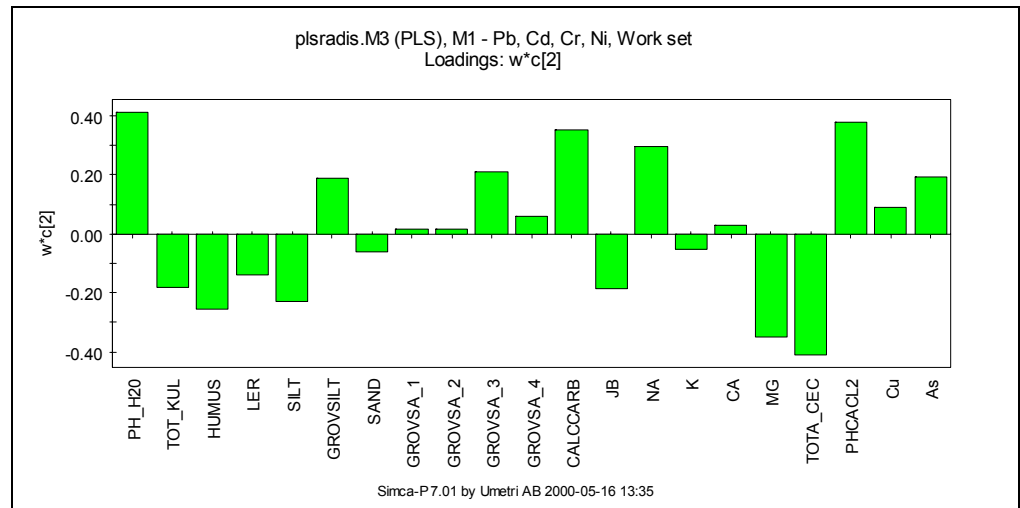
Tilsvarende ses det, at placeringen af prøverne fra Cometjorden øverst i score plottet primært kan relateres til høje pH værdier og en lav kationbytningsvæne (CEC), som medfører en relativt høj biokoncentrering af arsen og i nogen grad af kobber, bly og nikkel. Biokoncentreringen af cadmium og specielt af zink synes derimod uafhængig af pH og CEC, da vægtene for disse metaller (figur B.5.2) tilnærmelsesvis ligger på førsteaksen af PLS-komponenter. Da BCF-værdierne i figur B.5.2 ligger modsat total kulstof/humus i forhold til førsteaksen ses det også, at forhøjet indhold af organisk materiale reducerer BCF-værdierne (ses også af figur B.5.3 og 8.8). Derimod synes indholdet af finere jordpartikler (ler og silt samt sand) snarere at øge tilgængeligheden af metallerne (figur B.5.3).

I figur B.5.3 er resultatet af loading-analysen afbildet som et søjlediagram for førsteaksen fra figur B.5.2.



Figur B.5.3 Afbildning af førsteaksen på figur B.5.2. De enkelte jordbundsparametres betydning for optagelse af kobber og arsen i radise er vist.

Analysen af den anden komponent, andenaksen i figur B.5.2, er afbildet i figur B.5.4.



Figur B.5.4 Afbildning af andenaksen på figur B.5.2. De enkelte jordbundsparametres betydning for optagelse af kobber og arsen i radise er vist.

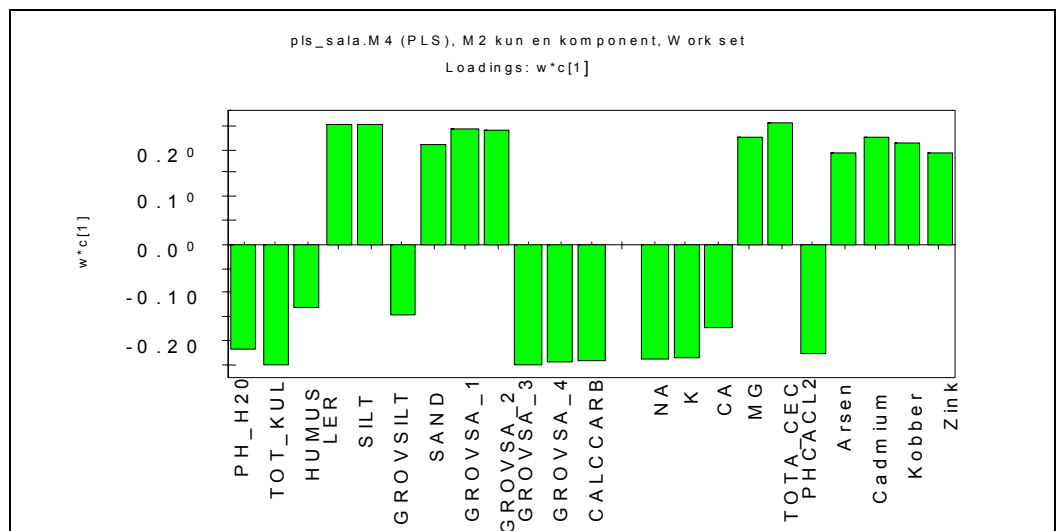
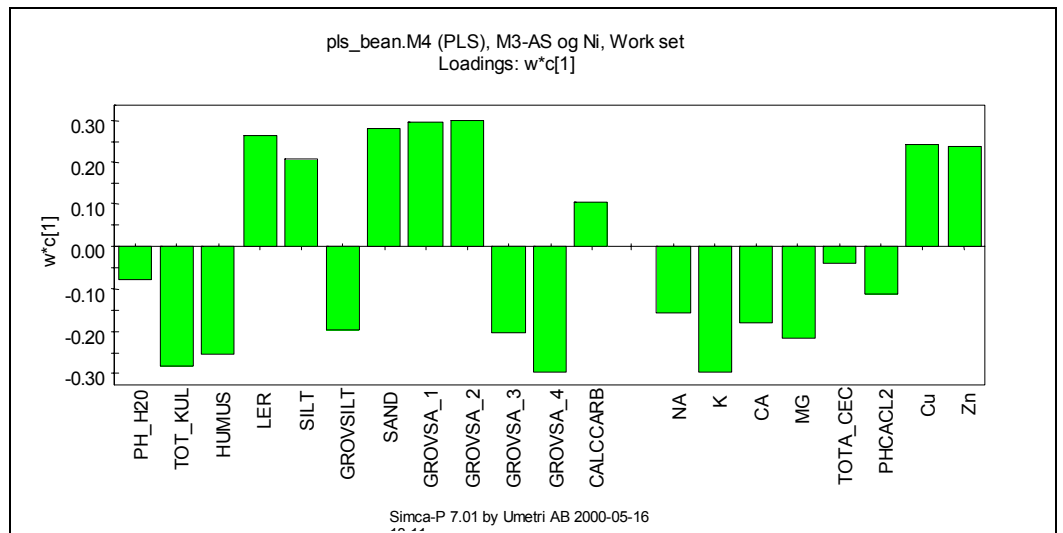
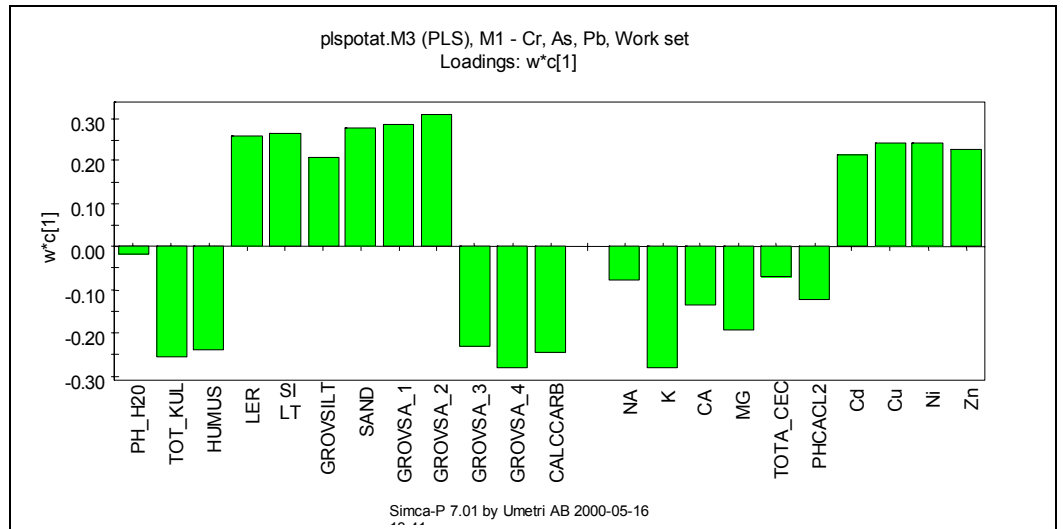
En vurdering af modellernes evne til at forudsige variationen i Y matricen ud fra variationen i X matricen (prædiktiv værdi) kan opgøres ved værdien $Q(\text{cum})$. For en ideel model, hvor den samlede variation i Y matricen kan forudsiges ud fra X matricen, opnås en $Q(\text{cum})$ værdi på 1. Tilsvarende angiver en Q værdi på 0, at der ikke er nogen sammenhæng mellem X og Y matricen. For de opstillede modeller blev de i tabel B.5.1 viste $Q(\text{cum})$ værdier fundet:

Tabel B.5.1 $Q(\text{cum})$ -værdier for betydning af jordbundsparametre for opkoncentrering af metaller i planter

Planteart	$Q(\text{cum})$
Kartoffel med skræl	0,24
Radise	0,59
Bønne	0,11
Salat	0,27

Som det ses af tabel B.5.1, var $Q(\text{cum})$ værdien for radise på 0,59, medens $Q(\text{cum})$ for de øvrige planter var væsentligt lavere. For kartoffel, bønne og salat er biokoncentreringen af metaller således kun i ringe grad styret af de undersøgte jordbundsparametre, når man ser samlet på alle metaller. For radise synes der derimod at være en vis sammenhæng mellem jordbundsparametre og BCF.

Der er gennemført analyser, hvor de enkelte metaller betydning for prædiktionsværdien (bidrag til $Q(\text{cum})$) er undersøgt for hver enkelt afgrøde, efterfulgt af loading-analyser for det eller de metaller, der forklaredes bedst for den pågældende afgrøde. Resultaterne af disse loading-analyser er vist i figur B.5.5. Resultaterne fra metalanalyserne af salat fra Valbyparkjord blev ikke medtaget.



Figur B.5.5 Loading-analyser for de metaller, der gav det største bidrag til Q(cum) for PLS-modellerne for henholdsvis kartofel med skræl, bønne og salat (uden resultater fra Valbyparkjord).

PLS-analyserne viste, at jordbundsparametrene havde betydning for arsen og kobber for kartoffel og radise, mens de for kartoffel også havde betydning for nikkel og til dels cadmium. For både salat og bønne gjorde noget tilsvarende sig gældende for kobber og zink, mens modellen for salat også viste korrelation for cadmium og i mindre grad arsen.

For radise er resultaterne kommenteret ovenfor. For de øvrige afgrøder blev der kun identificeret en akse i PLS-analyserne og efter udvælgelse af de metaller, der var identificeret, blev resultaterne af loading analyserne som vist i figur B.5.5. De er i hovedtrækkene sammenlignelige med dem for førsteaksen for radise med enkelte undtagelser for salat.

Det er således generelt for flere af metallerne i flere af afgrøderne fundet, at høje værdier for indholdet af organisk stof, kationbytningssevne samt natrium, kalium, calcium og magnesium reducerer tilgængeligheden, mens der synes at være øget tilgængelighed i jorde med højere indhold af fine partikler (ler og silt). Modellen for salat (der ikke omfattede data fra Valbyparkjorden) viste dog øget tilgængelighed med øget kationbytningssevne og øget magnesiumindhold, ligesom den afveg fra hovedindtrykket af de øvrige modeller ved at vise betydning af pH (reduceret tilgængelighed ved øget pH).

En sammenhæng mellem blyoptagelsen og en eller flere jordbundsparametre kunne ikke forudsiges af PLS-modellen for nogen af afgrøderne. Selvom tilgængeligheden af specielt bly i de forurenede jorde tilsyneladende var blevet øget som følge af jordhåndteringen, kunne denne tilgængelighed altså ikke korreleres til nogen af de målte jordbundsparametre.

Det kan derfor ikke udelukkes, at de ved PLS-analyserne identificerede parametre vil være af betydning i visse tilfælde, men generelt vurderes det, at de i anlagte humantoksikologiske vurderinger er baseret på så konservative forudsætninger, at de vil være gældende også for andre jordtyper og afgrøder end de i forsøget anvendte.

Antallet af prøver fra de enkelte forsøgsled

Efter analyse af de første 5 prøver af hver afgrøde fra hver jordtype (dvs. i alt 15 planteprover med tilhørende jordprøver) blev betydningen af antallet af prøver for styrken af den statistiske fortolkning af resultaterne vurderet, i relation til anvendelse af henholdsvis regressionsanalyser og variansanalyser.

Regressionsanalyse

Ved regressionsanalyser på logaritmisk transformerede data er der fundet lineære sammenhænge, hvor stigende koncentrationer i jorden medfører stigende koncentrationer i planterne for en række metaller og afgrøder. For andre metaller ses der ikke at være sammenhæng mellem koncentrationen i jorden og koncentrationen i planterne. F.eks. synes cadmiumkoncentrationen i kartoffel, radise og bønne ikke at stige med koncentrationen i jorden (figur 8.3, 8.4, 8.6 og tabel 8.7).

Disse regressioner kan anvendes ved vurdering af eksponeringen for metallerne ved indtagelse af grøntsager, dyrket på forurenede jord med forskellig forureningsgrad.

Til illustration af betydningen af prøveantallet fra forsøget er der beregnet "prædiktionsintervaller" på regressionerne for hvert metal og afgrøde i forsøget. Tabel B.5.2 viser resultaterne af disse beregninger for koncentrationer i jorden svarende til Miljøstyrelsens rådgivnings- og afskæringskriterier for forurenede jord. Resultaterne fra Overvågningssystemet er angivet til sammenligning. I første kolonne derefter følger den ved regressionen estimerede koncentration i afgrøden ved den pågældende koncentration i jorden.

I de fire næste kolonner er der beregnet 95% prædiktionsintervaller, der angiver usikkerheden omkring den regressionslinje, der tages udgangspunkt i. De to første af disse kolonner (n=15) svarer til de i figur 8.1-8.4 viste. De to følgende viser prædiktionsintervallerne ved et prøveantal på 30. For salat er der kun 10 henholdsvis 20 mulige prøver.

For de kombinationer af afgrøde og metal, hvor der ikke er korrelation mellem koncentrationen i jorden og koncentrationen i planten, er disse beregninger ikke relevante, hvorfor kun kombinationer, hvor der var signifikans er medtaget i tabellen.

Table B.5.2 Beregninger til illustration af betydningen af prøveantal for prædiktionsintervaller for koncentration i planter.

Afgrøde	Metal	Konc. i Jord	Overvågn.- program midd.værdi	Beregnet konc. i plante	Prøveantal =15		Prøveantal=30	
					Nedre 15 (10)	Øvre 15 (10)	Nedre 30 (20)	Øvre 30 (20)
		mg/kg TS	µg/kg vådvægt*	µg/kg vådvægt	µg/kg vådvægt	µg/kg vådvægt	µg/kg vådvægt	µg/kg vådvægt
Kartoffel	Pb	40	8	21	18	25	19	23
Kartoffel	Pb	400		156	132	183	140	173
Radise	Pb	40	20/14	45	35	58	38	54
Radise	Pb	400		189	145	246	158	226
Radise	Ni	30	48/52	56	48	65	49	63
Bønne	Pb	40	9	6	4	10	5	9
Bønne	Pb	400		41	26	64	29	59
Bønne	Ni	30	283	394	333	465	347	446
Salat 10/20	Pb	40	11	7	4	11	5	10
Salat 10/20	Pb	400		75	47	121	54	106
Salat 10/20	Cd	0,5	21	24	17	33	19	30
Salat 10/20	Cd	5		85	61	118	68	106
Salat 10/20	Ni	30	34	102	50	207	64	161

*: Skygge angiver, at Overvågningssystemets resultat < den beregnede middelværdi for forsøgsdata

Af tabel B.5.2 fremgår det, at der ikke er meget vundet ved at øge antallet af prøver i det foreliggende analyseprogram til det dobbelte.

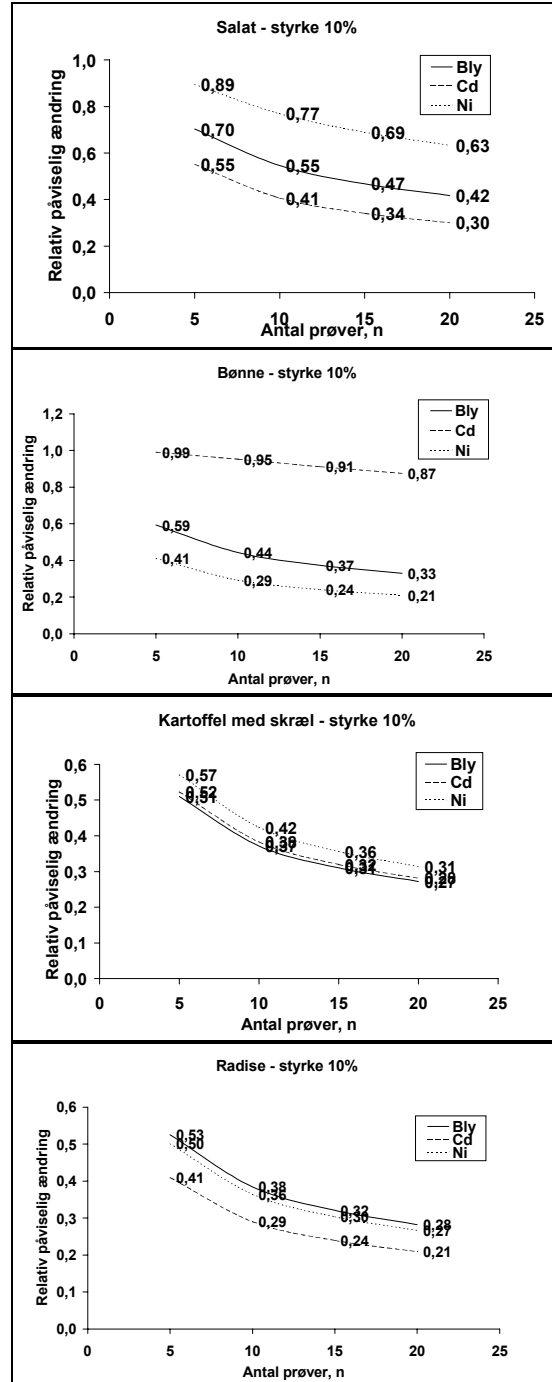
Variansanalyse

For at vurdere datasættet fra grøntsagsforsøget er der gennemført t-test, hvor data fra forsøget dels sammenlignes indbyrdes mellem jordene, dels sammenlignes med datasættet fra Overvågningssystemet. Til disse analyser er der anvendt logaritmisk transformerede data og "Tukey's Studentized Range Test", som anvendes, når et antal forsøgsled sammenlignes i samme test.

Resultaterne af disse analyser er påført tabellerne B1.4-B1.10. De viser, at der for bly kan konstateres signifikante forskelle på 5%-niveauet mellem såvel koncentrationer i afgrøder fra referencejord og de to andre jorde som mellem forsøgsdata og data fra Overvågningssystemet. For nikkel og cadmium gør dette sig også gældende for de fleste af de værdier, hvor der umiddelbart synes at være forskel.

Til belysning af betydningen af antallet af prøver for t-testens "styrke", dvs. mulighederne for at skelne mellem resultater fra forskellige jorde, er der gennemført power-test beregninger ud fra de eksisterende resultater. Antallet af prøver og risikoen for ikke at kunne konstatere en reel forskel ("styrken") er varieret. Disse beregninger er kun gældende for sammenligninger mellem de enkelte forsøgsled. Ved sammenligninger mellem resultater af forsøget og resultater fra Overvågningssystemet er der stor forskel på prøveantallet og variationen, hvorfor power-testen ikke kan anvendes.

Resultaterne af disse beregninger er illustreret i figur B.5.6, hvor den relative forskel der kan påvises ved et signifikansniveau på 5%, er afbildet som funktion af prøveantallet for en styrke på 10%. En relativ forskel på 1 svarer til en fordobling af middelværdien.



Figur B.5.6 Resultater af power-test til belysning af betydningen af antallet af prøver for t-testens styrke ved sammenligning af forsøgsled. De enkelte kurver viser resultaterne for henholdsvis bly, cadmium og nikkel. Tal på kurverne viser værdien af den relative, påviselige ændring.

Figur B.5.6 viser, at en fordobling af prøveantallet fra 5 til 10 vil formindske den forskel i middelværdi, der vil kunne påvises for alle afgrøder og alle metaller med undtagelse af cadmium i bønne. For radise og kartoffel, hvor formindskelsen er størst, er der tale om, at der med det nuværende datasæt kan skelnes forskelle mellem middelværdier i størrelsesordenen 50% ændring, hvor der ved fordoblet prøveantal vil kunne skelnes ændringer i størrelsesordenen 40%. Den opnåede forbedring er således begrænset til ca. 10%.

Middelværdierne fra Overvågningssystemets data er baseret på et større prøveantal, hvorfor dette vil få større betydning for antallet af frihedsgrader – og dermed t-testens styrke – end prøveantallet fra forsøget. Endvidere er der for de fleste afgrøder og metaller større variation inden for data fra Overvågningssystemet end inden for data fra den enkelte jord i forsøget. Ved sammenligning af middelværdier fra forsøget med middelværdier fra Overvågningssystemet vil variationen inden for datasættet fra sidstnævnte derfor have større betydning for udfaldet af en t-test end antallet af prøver fra forsøget.

Der ses således ikke at være dokumentation for, at analyse af flere prøver fra forsøget vil forbedre styrken af de statistiske analyser væsentligt.

Baggrund for tilrettelæggelse af grøntsagsforsøget

Grundlag for udvælgelse af "værst tænkelige" arter

Inden for de senere år er der i forbindelse med vurdering af forurenede jord og anvendelse af affaldsprodukter på landbrugsjord udarbejdet to litteraturbaserede vurderinger af optagelse af miljøfremmede stoffer i planter fra forurenede jord. I den ene (Miljøstyrelsen 1996a) var hovedvægten lagt på metaller, mens den anden omfattede en vurdering af litteraturen vedrørende miljøfremmede organiske stoffer (Miljøstyrelsen 1996b).

I disse rapporter indgår et relativt stort datamateriale, hvor sammenhæng mellem koncentrationer af stofferne i jorden er vurderet i forhold til koncentrationer i planterne. Der er tale om undersøgelser gennemført under meget forskellige forhold og med vidt forskellige arter, og der er kun i de færreste tilfælde mulighed for direkte sammenligning mellem to i øvrigt sammenlignelige arters optagelse af stoffer fra jorden.

Overvejelserne i det følgende er derfor baseret på hovedtræk i de samlede datasæt, der indgår i de to rapporter. Bag anbefalingerne ligger også nyere litteratur, men den citeres kun i det omfang, den bidrager med væsentligt nye aspekter og/eller konklusioner i forhold til den tidligere gennemgængede.

Som supplement hertil er data fra den danske overvågning af levnedsmidler (Jørgensen *et al.* 2000) inddraget. Disse må formodes at stamme fra planter, der ikke er dyrket på forurenede jord, og der er ingen mulighed for at vurdere oprindelsen af de i afgrøderne fundne stoffer (metaller). Det er dog sandsynligt, at afgrøder, der generelt har et højt indhold af metaller, har et potentiale for opkoncentrering af metaller – også fra jord.

På denne baggrund blev der udvalgt repræsentanter for rodfrugter, bladafgrøder samt frugter fra enårige afgrøder. Følgende afgrøder blev anvendt til analyse for de pågældende forureningskomponenter:

Rodfrugter			Bladafgrøder			Frugt, enårige		
Afgrøde	Metaller	PAH	Afgrøde	Metaller	PAH	Afgrøde	Metaller	PAH
Gulerod	+	+	Salat	+	+	Bønner	+	-
Kartoffel	+	+				Squash	-	+
Radise	+							

Radise blev sået på et senere tidspunkt end de øvrige afgrøder (se afsnit 8.1).

Randomiseret, komplet blokdesign

Som følge af den stramme tidsplan for projektets gennemførelse var der ikke mulighed for at afvente resultater af analyser af de anvendte jorde inden anlæggelse af forsøget. Der blev derfor taget udgangspunkt i, at en vis variation i koncentrationerne af de undersøgte stoffer samt

jordbundsparametrene måtte forventes over forsøgsarealet med den enkelte jord og i planterne, dyrket herpå.

Forsøgene blev anlagt efter et såkaldt "randomiseret, komplet blokdesign". I princippet opdeles arealet i et antal parceller af ens størrelse, der ligger ved siden af hinanden. Hver af disse parceller opdeles derefter i et antal delparceller, der gives hver sin behandling (afgrøde). På denne måde får man med den enkelte behandling et antal gentagelser, der er spredt forskellige steder over arealet frem for at have det hele i ét hjørne.

Dette design er oprindeligt beregnet til undersøgelser, hvor databehandlingen baseres på variansanalyser, og det undersøges, om der er signifikant forskel på resultatet fra del-parceller, der har fået forskellig behandling. Fordelen ved at anvende designet i forsøgene med forurenede jord, hvor ensartetheden af forureningen ikke var kendt på forhånd, var, at det gav mulighed for at basere databehandlingen på regressionsanalyser, hvis variationen i koncentrationen af de enkelte metaller var stor inden for den enkelte jord.

Der blev således taget udgangspunkt i, at fordelingen af de enkelte forureningskomponenter inden for den enkelte jordtype ikke var kendt ved forsøgets start, og forsøget blev anlagt som et komplet, randomiseret blokdesign, der gav mulighed for at anvende variansanalyser til sammenligning med f.eks. resultater af Fødevarerdirektoratets Overvågningssystem samt at anvende regressionsanalyser, hvis fordelingen var ujævn.

Antal gentagelser

Antallet af gentagelser af den enkelte afgrøde i hver jordtype måtte være tilstrækkeligt til, at der kunne opnås et datasæt, hvorfra der kunne konkluderes på et statistisk grundlag.

Da fordelingen af forureningskomponenterne ikke var kendt ved forsøgets anlæggelse, blev der gennemført en serie teoretiske beregninger, hvor forskellige antagelser om variationen mellem delparcellerne blev anvendt. Til disse blev en power-test anvendt.

På denne baggrund blev det besluttet at anlægge forsøget med 10 gentagelser af hver afgrøde i hver jordtype (se figur B6.1) og at inddele analyserne i to omgange: Først skulle 5 prøver af hver afgrøde fra hver jordtype (med tilhørende jordprøver) analyseres, hvorefter resultaterne skulle vurderes med henblik på, hvor meget analyse af yderligere 5 prøver af hver ville forøge mulighederne for at drage konklusioner på grundlag af resultaterne.

Figur B6.1 Forsøgs-oversigt med 10 gentagelser med 5 afgrøder i hver. Anlagt med hver af de tre jorde.

Gulerod	Bønne	Squash	Kartoffel	Gulerod	← ca. 12 m →
Kartoffel	Salat	Bønne	Salat	Bønne	
Salat	Kartoffel	Katoffel	Bønne	Salat	
Squash	Gulerod	Salat	Squash	Kartoffel	
Bønne	Squash	Gulerod	Gulerod	Squash	
Squash	Kartoffel	Gulerod	Bønne	Salat	
Kartoffel	Salat	Squash	Salat	Gulerod	
Gulerod	Bønne	Kartoffel	Kartoffel	Squash	
Bønne	Squash	Salat	Gulerod	Bønne	
Salat	Gulerod	Bønne	Squash	Kartoffel	

←----- ca. 11,25 meter -----→

Baggrund for tilrettelæggelse af frugtundersøgelserne

Metaller i frugt, København

Frugtundersøgelsens tilrettelæggelse tog udgangspunkt i en prøvetagnings- og analysestrategi, der var udviklet i samarbejde med biostatistikeren Jørgen Hilden fra Biostatistisk Afdeling, Københavns Universitet.

Prøvetagnings- og analysestrategi

Prøvetagnings-strategien er baseret på, at der udtages et relativt stort antal prøver fra grunde, der er stærkt forurenede, og et mindre antal fra grunde, der er "mellem-forurenede" og ikke-forurenede. Konkret var planen at indsamle prøver fra fire kolonihaveforeninger på stærkt forurenede grunde og fra én på hver af de andre typer jord. Hver haveforening skulle om muligt opdeles i to halvdele, der igen opdeltes i kvadranter. Herved afgrænsedes 8 områder i hver haveforening, hvorfra der skulle udtages en prøve af hver type frugt og bær. Der skulle således udtages 32 prøver af hver afgrøde fra stærkt forurenede grunde og 8 prøver fra hver af de to andre forureningsgrader, i alt 48 prøver af hver type frugt og bær.

Analyserne skulle herefter gennemføres i to runder: Første runde, hvor prøverne fra fire kvadranter i en halv haveforening blev sammenstukket til én samleprøve (dvs. to samleprøver af hver afgrøde = 10 prøver/haveforening), eventuelt efterfulgt af en anden runde, hvor enkeltprøverne fra eventuelle samleprøver med høje koncentrationer skulle analyseres (i alt op til 240 enkeltprøver).

Udvælgelse af haveforeninger til prøvetagningen

Udvælgelsen af haveforeninger baseredes på hovedindtryk af forureningsgraden i forskellige haveforenings-områder i København. Ved nærmere analyse af de eksisterende data for indholdet af metaller i jorden fra de enkelte haveforeninger viste det sig, at billedet var mere nuanceret end den umiddelbare betragtning, der lå til grund for valg af haveforeninger, nemlig at områderne ved Kløvermarksvej og Valbyparken generelt er stærkt forurenede. Ved databehandlingen blev haveforeningerne derfor grupperet efter forureningsgrad for hvert enkelt metal.

I tabel B7.1 er resultater af Københavns Kommunes undersøgelser af de udvalgte haveforeninger samlet. Resultaterne af prøvetagninger i 38 haveforeninger er bearbejdet af Kemp & Lauridsen (1997), hvorfor flertallet af data er hentet derfra. Haveforeningerne ved Valbyparken indgik ikke i denne undersøgelse, og resultater fra disse er stillet til rådighed af Miljøkontrollen i København.

Tabel b7.1 Median/middelværdi af et antal jordprøver for hver H/F. Koncentrationer i mg/kg tørstof

Haveforening	Antal jordpr	Pb	Zn	Cr	Ni	Cd	Cu	Hg
Kløvermarken	5	985/1248	855/988	18/19	35/37	1,2/1,3	475/2357	2,6/2,4
Strandlyst	8	1100/1199	1400/1428	32/32	59/58	2,4/2,4	590/895	2,1/2,1
Sommerly	3	900/858	755/2047	13/14	24/25	1,0/1,0	245/2023	1,0/1,3
Rosen	5	845/1032	1250/1195	23/22	42/41	1,4/1,3	660/856	3,7/3,9
Bergmanns Have	22	329/445	1052/1101	207/ 360	37/37	3,4/3,3	338/359	0,8/0,9
Sundbo	22	360/432	982/1105	283/308	31/41	2,6/3,1	321/357	0,8/0,9
Kalvebod	23	481/643	991/1024	63/75	33/35	1,7/2,0	331/338	0,9/1,1
Amager Strand	5+2	445/655	1800/1648	43/42	44/48	2,6/2,7	560/729	0,54/ 0,93
Brønshøj-holm	5	69/82	245/229	22/26	17/18	0,5/0,5	38/317	0,05/ 0,06
38 H/F range midd.v	-	30-1933	98-8890	12-227	11-62	0,3-15	30-2357	0,05-3,9

Efter Kemp & Lauritzen 1997 og Miljøkontrollen i Københavns Kommune

Det ses, at for de fleste parametre er forskellen på middelværdi og median ikke stor, hvilket tyder på, at variationen mellem de enkelte jordprøver har været begrænset, hvorfor de viste middelværdier med rimelighed kan antages at give et mål for forureningen med de enkelte metaller i hele haveforeningen.

På baggrund af disse oplysninger blev analyseresultater fra frugtprøverne samlet i fem grupper: Prøver fra haveforeningerne Brønshøjholm (udvalgt som "ikke-forurenet") og Kalvebod (udvalgt som "stærkt forurenet") er beregnet for sig, dels fordi der har været et større antal enkeltprøver herfra, dels for at kunne sammenligne resultaterne fra prøver, indsamlet i 1999 i Kalvebod med resultaterne af den indledende undersøgelse fra 1998. De øvrige haveforeninger er grupperet for hvert metal i to-tre grupper: "Stærkt forurenet", "mellemforurenet" og – i visse tilfælde – "andre lavt forurenede". Inddelingen i de tre grupper er baseret på middelværdierne fra tabel B7.1, da det i Miljøstyrelsens udkast til vejledning om rådgivning af beboere i let forurenede områder er præciseret, at ved vurderinger af større områder, skal middelværdierne anvendes. En oversigt over de anvendte data og sorteringen er vist i bilag 2, tabel B2.1.

Summary

Studies of fruits and vegetables

In literature, a number of studies of the uptake and transport of metals and xenobiotics in plants are described. Most of these studies are based on experiments, in which the soil was spiked with the substances immediately before test start, and the results show a potential for bioaccumulation in plants of several substances. In contaminated soil, the origin of the substances varies greatly just as they may have aged in the soil for a number of years, which reduces the bioavailability of the substances, and only few investigations of the uptake under such conditions are available.

In 1999, in connection with the revision of the Danish EPA "Guidance Document regarding advisory to the residents on slightly contaminated soil", the Soil Contamination Department of the Danish EPA initiated field surveys in collaboration with the Agency of Environmental Protection - City of Copenhagen and the County of Northern Jutland.

The objective of the surveys was to assess the importance of the content of PAH compounds and metals in crops grown in contaminated soil under realistic conditions - especially in relation to the concentrations of soil contamination that are relevant with regard to the advisory interval. The advisory interval is limited by a soil quality standard (under which the use of the soil is without restrictions) and a cut-off value (above which any contact with the soil should be avoided). The surveys included field experiments with vegetables and collection of fruits, berries and nuts from existing trees and bushes from non-contaminated soil as well as from soils with various degrees of contamination. Samples of root crops (i.e. potatoes and carrots) were analysed with as well as without peel.

In general, the investigations showed that when the contamination of the soil increased, the content of most of the contaminants in the vegetables increased as well, while such a correlation could not be demonstrated for fruits and berries. With regard to the PAH compounds, however, the results showed a potential tendency towards higher concentrations in berries grown in heavily contaminated soils than in berries grown in non-contaminated soils.

The conclusion of the surveys was that the substances investigated were only taken up through the roots and transported to other parts of the plants to a very limited extent but that, on the contrary, the substances were taken up in those parts of the plants that are in direct contact with the soil, which primarily applies to root crops. Furthermore, uptake in the above-soil parts may occur from soil deposited on the plants from soil splashes at heavy rainfalls or from whirled-up dust during dry periods. The investigations showed that the substances were found in the highest concentrations in root crops, i.e. potatoes and carrots, but that far the greater part may be removed by peeling.

As the concentration of the substances in the crops is far below the concentration in the soil, the surveys attached great importance to avoiding

any traces of soil in the samples for analysis - partly by thorough washing and partly by avoiding berries with soil splashes. The conclusion is based on the assumption that no soil is ingested together with the crops.

Health assessments

Estimation of the contribution via food

The potential importance of the use of crops grown in contaminated soil in the everyday fare has been estimated. The estimations of the ingestion of heavy metals and PAH compounds have been made by use of a diet model developed by the Danish Veterinary and Food Administration.

As regards the metals, the estimated ingestion thus applies to the total fare, including crops (fruits as well as vegetables) grown in contaminated soil. The ingestion with the food, in which crops from contaminated soil are included, was compared with the ingestion with the food, in which only marketed crops are included (based on data from the Monitoring System of the Danish Veterinary and Food Administration).

As regards the PAH compounds, the estimations were made for benzo(a)pyrene as most data on concentrations in crops are available in literature for this compound and as the content of benzo(a)pyrene is often used in connection with risk assessment of PAH mixtures. As regards benzo(a)pyrene, results from vegetables grown in non-contaminated soil compared with results from contaminated soil were used for the diet model estimations. The concentrations found in fruits and berries were compared with literature data on the background level.

Health assessments

In connection with the ingestion of contaminated crops, children must be considered the most exposed group as they ingest proportionately larger amounts of food than adults.

Estimations show that when children by ingestion of marketed crops in average receive a contribution corresponding to 20% of the PTWI value, the contribution by ingestion of crops grown at the cut-off value corresponds to 25% of the PTWI when the potatoes are peeled - consequently an excess intake of lead of 5% of the PTWI value. When using potatoes with peel, the lead intake is considerable higher (47% of the PTWI).

As regards benzo(a)pyrene, an average excess intake by children of benzo(a)pyrene of approx. 5 ng/day was estimated by consumption of vegetables (including peeled root crops) from contaminated soil. The excess intake corresponds to approx. a fourth of what is acceptable in relation to intake of soil just meeting the soil quality standard. A separate assessment of benzo(a)pyrene was elaborated regarding benzo(a)pyrene in fruits and berries. The results of this part of the survey were compared with a literature-

based background level of 0.02-0.04 µg benzo(a)pyrene/kg wet weight in fruits and berries.

In general, the above estimations are considered very conservative as they overestimate considerably the excess intake. First, the estimations are made on the basis of the upper limit of the advisory interval (as regards benzo(a)pyrene even with twice the cut-off value) and second, it must be expected that eventually the actual excess intake will be considerably lower than estimated as, generally, home-grown crops cannot cover the consumption all the year round.

On this basis, the supplementary contribution of contaminants as a result of the ingestion of crops grown in slightly contaminated soil is estimated to be moderate when the root crops are peeled.

Conclusions

In the crops, levels of PAH compounds (represented by benzo(a)pyrene) and lead, which are unacceptable with regard to health, can be found. This is due to the relatively high concentrations found in root crops in consequence of their direct contact with the contaminated soil. The major part of the content is found in the outer part of the root crops and may thus be eliminated by peeling. Even though peeling removes the major part of the contaminants, ingestion may result in an increased intake of PAH compounds (benzo(a)pyrene) and lead even if the excess intake from crops from slightly contaminated soil is moderate.

The extent of the excess intake is estimated on the assumption that all crops are thoroughly washed and that root crops are peeled. Strawberries were not included in the surveys but as strawberries are in relatively close contact with the soil and as they are difficult to wash thoroughly, it must (until further investigations have been made) be recommended that they are not eaten.

In principle, the excess intake of PAH compounds and lead is not acceptable as there are no lower limit to the harmful effects of these substances.

On the basis of an overall view including the nutritional benefits of the ingestion of fruits and vegetables, the Danish EPA finds, however, that the intake of home-grown crops should not be dissuaded as only moderate excess intake is in question but that some precautions should be recommended (washing and peeling).

However, when assessing whether growing of crops in slightly contaminated soil is acceptable, the assessment cannot be limited to the actual intake of crops. When growing vegetables, it is not practically possible to avoid uncovered soil and a subsequent exposure of humans (especially children) to soil and soil dust. Via this exposure route, an unacceptably high exposure of children to contaminants in the soil may occur. As growing of fruits and berries may take place without any occurrence of uncovered soil, the above reflection regarding whether the actual growing is problematic does thus not apply to fruits and berries.

In the actually investigated soil contaminations with respect to fruits and berries (allotments in Copenhagen and tar-contaminated sites in the Skaw) in which the cut-off values are generally exceeded, the Danish EPA finds on the basis of the test results that there is no reason for a dissuasion of the ingestion of fruits provided that they are thoroughly washed beforehand. Regarding berries, it is assessed that the ingestion of berries that are growing close to the soil surface or that when picked are dirty from soil must be dissuaded. The Danish EPA finds that there is no reason for further dissuasion of consumption of berries provided that they are washed thoroughly beforehand.