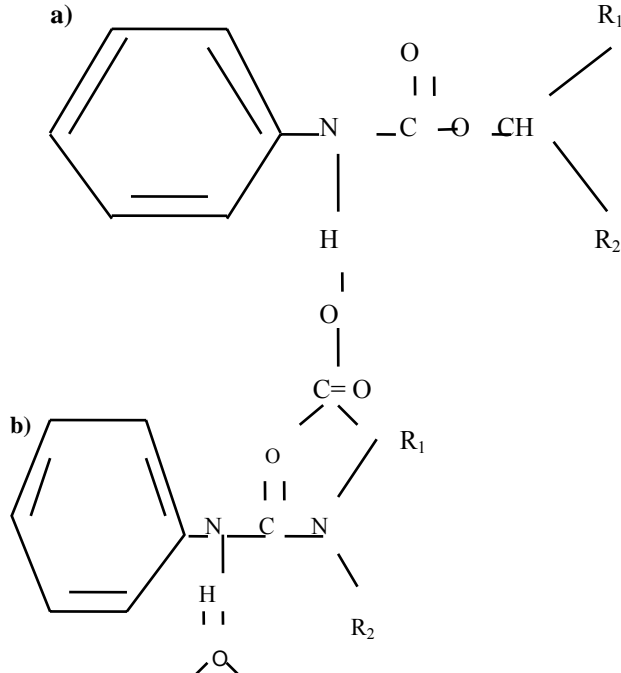


Pestisitlerin asitlik katsayısı ( $pK_D$ ) değerleri proton ile birleşme derecelerini, diğer bir deyimle katyonik davranışlarını tayin eder. Böylelikle toprak pH'sı etkisi ile organik bileşenlerinin dissosiasyon katsayılarının değerleri ile ilişkili olarak, pestisit molekülünün proton assosiasyon katsayıları ile birlikte pestisit-organik madde interaksyonlarını yönetir. Toprak kolloidlerinin çok yakınında proton derişiminin denge çözeltisindekinden fazla olması nedeniyle, bu tür bir bağlanmada pH'nın etkisinin tam anlaşılması oldukça güçtür. Diğer bir tanımla; bir toprak sisteminde proton assosiasyonunun belirli bir pH'daki düzeyinin, aynı pH'daki sulu çözeltide beklenenden farklı olması söz konusu olduğundan adsorpsiyonun niceliği etkilenir. Bunun sonucu olarak,  $pH-pK_D$  dikkate alındığında, pestisit adsorbe olması beklenilmeyen pH değerlerinde, adsorpsiyonun gerçekleştiği görülmektedir.

### c.Hidrojen bağları

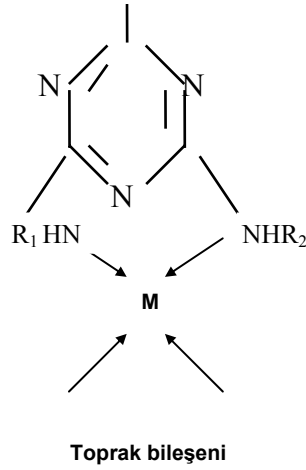
Bu mekanizmaya tamamlanmamış bir protonlaşma şeklinde bakılabilir. Bu tür adsorpsiyonda elektron alıcı ve verici sistem arasında kısmi bir yük transferi vardır. Pestisit molekülü N-H grubu içeriyorsa (fenil karbamat ve sübstitüe üre grubu bileşiklerde olduğu gibi), hidrojen bağları yolu ile adsorpsiyon fazlaca görülebilir. Hidrojen bağına örnek Şekil 7.8'de verilmiştir.



**Şekil 7.8.** Hidrojen bağlarına örnekler a. Fenil karbamat ve organik karboksil grupları arasında b. Üre türevi ve fenolik OH grupları arasında.

#### d. Koordinasyon bağları

Koordinasyon bileşikleride bağlanma, çeşitli kompleks şekillerin oluşumu ile tanımlanabilir. Bu tür kompleksler, ağır metallerin organik madde ile meydana getirdiği oluşumlara benzerlik gösterirler. Kompleks, ligand (bir merkezi iyon veya atomun diğer iyon veya atomlar ile çevrilmesi ile oluşan kimyasal yapıda çevreleyen iyonlar) tarafından bir elektron çiftinin verilmesi ve bu elektronların metal atom veya iyonu tarafından alınması ile oluşur. Buna basit bir kimyasal yapı ile örnek vermek mümkündür.  $Fe^{+2}$  iyonlarının  $CN^-$  ligandı ile oluşturdukları potasyum heksasiyanoferrat(II) ( $K_4[Fe(CN)_6]$ ) bileşiği bir kompleks oluşumdur. Kil mineralleri ile organik pestisitlerin bağlanmasında kompleks oluşumu etken olabilir (Şekil 7.9).



Şekil 7.9. S-Triazin herbisitlerin koordinatif bağlanma durumu

Bağlanmada bir metal iyonu, pestisit molekülü ile kil mineralleri veya organik madde türünden toprak componentleri arasında bir köprü görevi yapmaktadır.  $Co^{+2}$ ,  $Cu^{+2}$ ,  $Fe^{+2}$ ,  $Mn^{+2}$  ve  $Ni^{+2}$  gibi metal iyonlarının pestisit koordinasyon bağlantılarında etkili oldukları bilinmektedir.

Tuz köprüleri yolu ile oluşan bağlanma mekanizması, yukarıda tanımlanan koordinasyon bağ şekline benzerlik gösterir ve daha az karmaşıktır. Bu durumda tek değerli olmayan katyonlar, toprak değişkenleri ile pestisitlerin karboksil grupları arasında köprü görevi yaparlar.

Yukarıda tanımlanmış olan mekanizmalar, pestisitlerin pozitif adsorpsiyonu ile ilgilidir. Pestisit karakteristiklerine bağlı olarak, nötral pH sınırları içinde 2,4-

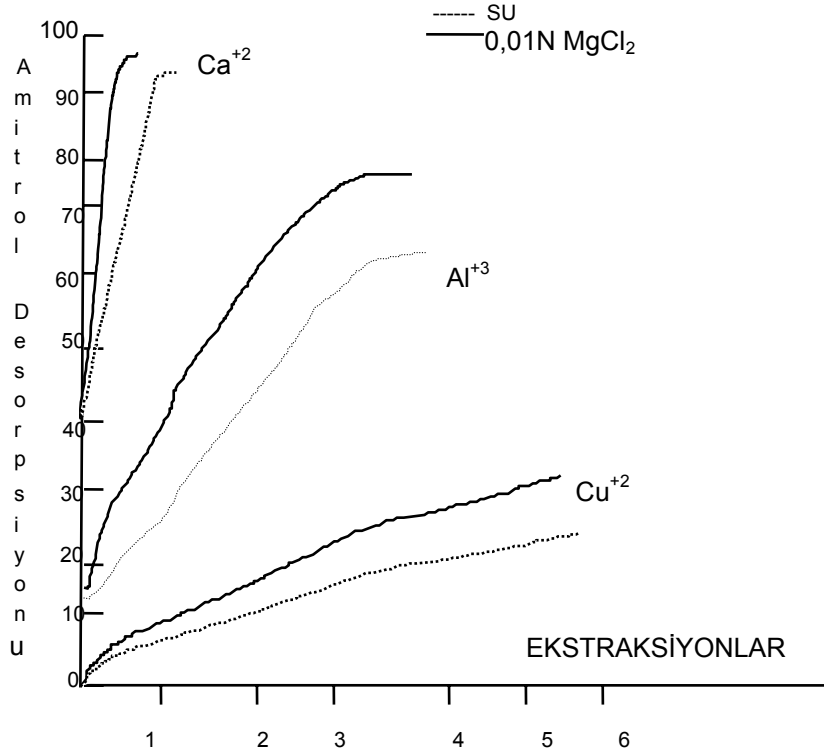
D; 2,4,5-T ve picloram gibi bileşikler için adsorplanmaya yönelik kayıtsız bir durum veya itici bir etki söz konusu olabilir.

#### 7.6.7. Toprakta pestisit adsorbanları

Doğal koşullarda topraktaki adsorpsiyon olayları saf kil veya hümik asitler gibi model adsorplayıcılar ile yapılan model araştırmalardan farklı ve karışıktır. Bunun nedeni, toprakta humus veya kil minerallerinin genellikle kil-humus kompleksleri veya mikroagregatlar halinde bulunmasıdır. Bu kompleks oluşumlarında agregatlar kendilerine özgü bir sorpsiyon kapasitesi gösterirler. Topraklarda pestisit adsorpsiyonunda, diğer faktörler yanında, değişim komplekslerindeki katyonlar ile pestisitler arasındaki çok sayıdaki interaksiyonlar da büyük etki yapmaktadır. Bu interaksiyonlar sonucunda adsorpsiyon kuvvetlenebilir (köprü etkisi) veya gerileyebilir (rekabet etkisi) veya hiç etkilenmeyebilir.

Ilıman bölge topraklarında temel adsorptif yüzeyler kil mineralleri ve organik maddedir. Çok yaygın kil minerallerinden kaolinit, illit ve montmorillonit genellikle katyon değiştirme kapasitelerinin gücü ile ilişkili olarak - yazılmış oldukları sıraya göre - pestisit adsorpsiyonunda artış gösterirler. Doğal koşullarda değişim kompleksleri çeşitli değerlikte katyonlar ile az/çok doymun haldedir. Değişim komplekslerinde hangi tür iyonların bulunduğu, pestisitlerin adsorpsiyonu bakımından önem taşımaktadır. Hance (1971) bentonit, torf ve sentetik katyon değiştirici tarafından linuron bileşiğinin tutulmasında değişebilir katyonların işlevini göstermiştir.  $Fe^{+3}$  ve  $Ca^{+2}$  iyonları bulduran bir komplekste, organik molekülün  $Fe^{+2}$  ile doymun komplekste daha fazla tutulduğu saptanmıştır.

Adsorpsiyonun yanısıra desorpsiyon da kolloidlerin katyon yükü ile ilişkilidir. Şekil 7.10 da görüldüğü gibi amitrol'un  $Ca^{+2}$ ,  $Al^{+3}$  ve  $Cu^{+2}$  iyonları içeren montmorillonit minerali tarafından adsorpsiyonundan sonra, su ve 0.01 N  $MgCl_2$  çözeltisi ile ekstraksiyonunda,  $Ca^{+2}$ -montmorillonit tarafından tutulan amitrol iki işlemde kompleksten alındığı halde,  $Al^{+3}$  ve  $Cu^{+2}$  montmorillonitten altı ekstraksiyon ile dahi tam olarak ekstrakte edilememektedir. Fitotoksisite için yapılan araştırmalar da bu sonuçları doğrulamaktadır. Çünkü amitrol,  $Ca^{+2}$  kil kompleksinde diğerlerinden daha toksik etki göstermektedir.



Şekil 7.10. Kil tarafından adsorbe edilmiş Amitrolun farklı ekstraksiyon maddeleri ile desorpsiyonu

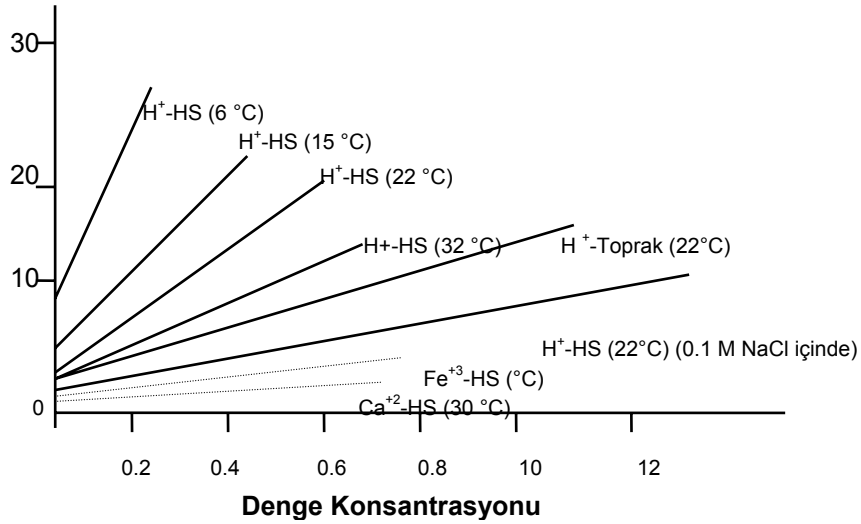
Kızıl ötesi spektroskopinin gelişi ve pestisitler ile toprak kolloitleri arasındaki ilişkilerin incelenmesinde kullanılmaya başlamasından sonra, araştırmacılar adsorptif bağların şeklini tanımlayabilmişlerdir. İlk araştırmacılarından Sund (1956) toprak herbisitleri ve kolloidleri arasında önceleri kompleks olduğu tahmin edilen bağların, koordinatif iyon-dipol bağlantısı olduğunu ortaya koymuştur. Mortland ve Meggitt (1996) EPTC (thiolcarbamat) ve çeşitli değişebilir katyonlar arasında, herbisit karbonyl grupları üzerinden koordinatif bağlanma olduğunu saptamışlardır. Russel ve diğerleri (1968) de bir amino triazol olan amitrolun nikel ve bakır ile doymun montmorillonit üzerinde koordinasyon kompleksi oluşturduğunu göstermişlerdir.

Koloidlerdeki sorpsiyon alanlarında pestisitler ile değişebilir katyonlar arasında ve özellikle pestisit molekülünün katyonik özelliği söz konusu ise bir rekabet durumu varolabilir. Örneğin simazin ve atrazinin (katyonik herbisitler) adsorpsiyonları, şayet kil kolloidi  $Ca^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$ ,  $K^{+}$  ve  $Na^{+}$  ile doymun ise azalmaktadır.

Topraklarda pestisitler için en önemli adsorbanların hümik maddeler olduğu söylenebilir. Bir çok herbisit (örneğin lindan) humusca zengin topraklarda etkileri kuvvetle adsorbe olmaları nedeniyle azalmaktadır. Pestisitlerin adsorbe olma özellikleri şu faktörler ile ilgilidir:

- Kimyasal karakter,
- Konfigürasyon,
- Suda çözünürlük,
- Toprak çözeltisindeki derişimleri,
- Adsorbanın çeşit ve miktarı,
- pH ve sıcaklık.

Örneğin S-triazin grubunda suda çözünürlük arttıkça, adsorpsiyon artmaktadır. Hümik maddeler gibi tutucu maddeler yanında, bazı biyositler de pH dan etkilendiklerinden, pH adsorpsiyonu etkilemektedir. Fenoksiasetik asitler gibi zayıf asitler yüksek pH'larda anyon, zayıf bazik bileşiklerde katyon olarak bulunurlar. Pestisitlerin fonksiyonel gruplarının ( $R_3N^+$ ,  $CONH_2$ ,  $-NHCOR$ ,  $-NHR$ ) çeşit ve sayıları toprak adsorbanları tarafından tutulmasının gücünü tayin eder. DDT gibi polar olmayan moleküller hümik maddeler tarafından bağlanırlar. Adsorpsiyon sıcaklık artışı ile geriler. Prometryn'nin hümik asitler tarafından adsorpsiyonu ve buna sıcaklığın etkisi Şekil 7.11 de verilmiştir.



Şeki 7.11. Hümik asitleri ve toprak tarafından prometryn adsorpsiyonu (Grice ve Hayes, 1970)

Frissel (1961), bir seri herbisitın sıvı ve katı faz arasındaki dağılımlarını, pestisitın pKa değeri (assosiasyon katsayısının negatif logaritması) esas olmak üzere pH'nın fonksiyonu olarak hesaplamıştır (Çizelge 7.9). Çizelgede verilen değerler, yüksek tutma gücüne sahip toprakların, uygulamalarda yüksek herbisit dozları gerektirdiği şeklindeki pratik gözlemler ile uyum göstermektedir.

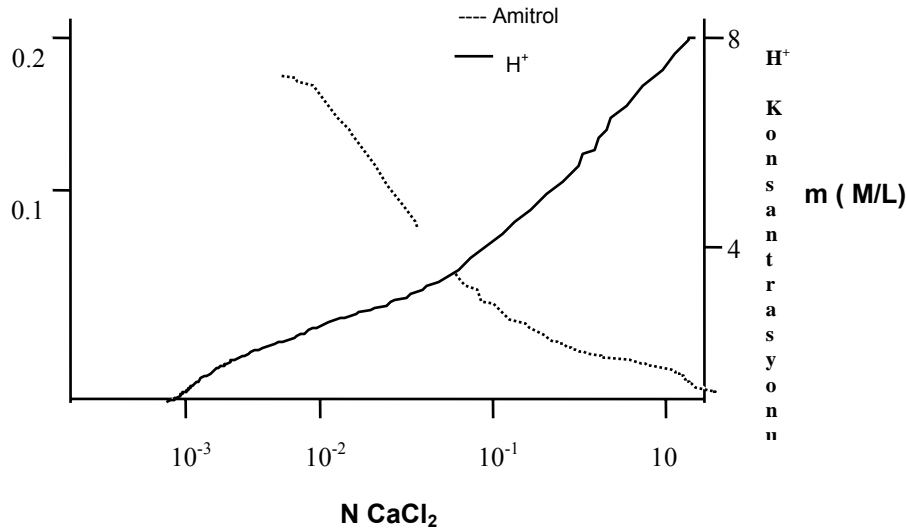
**Çizelge 7.9.** Bir grup herbisid'in pH'nın fonksiyonu olarak adsorpsiyon yüzdeleri ve toprak çözeltisindeki hesaplanan konsantrasyonları ve hakim kil mineralleri.

Bileşik	Uygulama kg/ha	Kil	Çözünmüş Kons (ppm)			Adsorpsiyon % si		
			pH			pH		
			5.5	6.5	7.3	5.5	6.4	7.3
2,4-D	1	I	0.05	0.09	1.70	97.0	95.0	0.0
2,4,5-T	1	M	1.70	1.70	0.0	0.0	0.0	0.0
Monuron	1	I	0.07	0.07	0.08	96.0	96.0	95.0
Diuron		M	0.03	0.03	0.03	98.0	98.0	98.0
Simazin	1.5	K	0.07	0.14	0.14	97.0	95.0	95.0

i: İllit

m: Montmorillonit

k: Kaolin



**Şekil 7.12.** Amitrol adsorpsiyonu ve denge çözeltisinin H konsantrasyonu üzerine  $\text{CaCl}_2$  konsantrasyonunun etkisi

### 7.6.8. Tuz derişimi ve adsorpsiyon arasındaki interaksiyonlar

Pestisitlerin adsorpsiyonları üzerine belirli bir tuz derişiminin etkisi, yüksek elektrolit derişiminde çözünlük oranlarının değişmesi ve katyonlar yolu ile sorpsiyon bölgelerinin bloke edilmesi ile olmaktadır. Bir örnek olarak artan  $\text{CaCl}_2$  derişiminde amitrolün azalan sorpsiyonu gösterilebilir (Şekil 7.12).

### **7.6.9. Pestisitlerin topraktan yıkanması**

Pestisitlerin topraktan yıkanma eğilimleri, onların adsorptif yüzeyler tarafından tutulma gücü ile yakından ilgilidir. Kuvvetli adsorbe olan moleküller, toprak profilinde aşağı doğru kolayca hareket etmezler. Diğer bir deyimle, adsorpsiyonu artıran koşullar, bu maddelerin yıkanmasını da azaltacaktır. Genel olarak profil içinde, herbisitler fungusit veya insektisitlerden daha hareketli görülmektedir. Topraktaki diğer maddeler ile kıyaslandığında, pestisitler orta veya az hareketlidirler. Pichloram gibi asit nitelikli maddeler en hareketli, linuron ve S-triazinler gibi fenil üre bileşikleri orta, lindan gibi klorlu hidrokarbonlar ve parathion gibi fosfor esterleri az hareketlidirler.

### **7.6.10. Pestisitlerin toprakta ayrışmaları**

Pestisitlerin toprak sistemi içinde ayrışmalarına neden olan olaylar sırası ile fotokimyasal ayrışma, saf kimyasal ayrışma ile mikrobiyal ve enzimatik ayrışmadır. Bunlardan sonuncusunu “biyolojik ayrışma” olarak tanımlayabiliriz. Mikroorganizmalar ile pestisitler arasındaki interaksyonlar her iki unsuru da etkileyen niteliktedir. Mikroorganizmalar aktiviteleri nedeni ile pestisit konsantrasyonları üzerine etkili olurken, pestisitler de toprak biyolojik aktivite ve mikrobiyal bileşimini büyük ölçüde etkilemektedir.

Tanımlanan üç ayrı ayrışma süreci ayrı ayrı meydana gelebilir. Ancak tarla koşulları altında ayrışma, genellikle iki veya üç mekanizmanın birlikte etkisi sonucu oluşmaktadır. Bunların herbiri arasındaki göreceli farkı kesin olarak ayırtetmek zordur. Mikrobiyal ayrışmanın göreceli katkısını anlamak için steril ve steril olmayan koşullar altındaki ayrışma oranının belirlenerek kıyaslanması standart bir işlem olarak kullanılmaktadır.

#### **7.6.10.1. Fotokimyasal ayrışma**

Pestisitlerin doğrudan ışık etkisi ile toprakta ayrışması üzerine fazla araştırma bulunmamaktadır. Bu tür ayrışma tümüyle toprak yüzeyi ile sınırlandığından, ayrışma üzerine göreceli katkısı az olmaktadır. Diğer bir

deyimle, toprak bünyesine dahil olmayan veya kapillar su yükselişini takiben tekrar toprak yüzeyine gelen bileşiklerin etki altında kalması olasıdır.

Elektromanyetik nitelikteki ışığın çeşitli dalga boyları, farklı enerji taşımaktadırlar. Örneğin fotokimyasal değişimlerde kullanılabilecek enerji miktarları yaklaşık 200 mikrometre dalga boyu için 143 kcal/mol, 300 mikrometre dalga boyu için 95 kcal/mol ve 420 mikrometre dalga boyu için de 68 kcal/mol düzeyindedir. Bileşiklerin içermiş oldukları C-C bağlarının (örneğin etan için) kırılması için gerekli enerji yaklaşık 88 kcal/mol ve C-H bağları için de 98 kcal/mol dır. Mor ötesi ışımaya bu tür bağları çözmek için yeterli enerjiye sahip olmakla birlikte çok kısa dalgalı bu tür ışımaya ozon kuşağı ve su buharının koruyucu etkileri nedeniyle yer yüzüne yoğun bir şekilde ulaşmaması nedeniyle, nisbeten daha uzun dalga boyuna ve dolayısı ile daha az enerjiye sahip olan ışınların toprak veya su yüzeyinde kısmen etkili olabildiği söylenebilir.

DDT ve diquat gibi bazı pestisitler, toprak yüzeyinde, güneş ışımaya nedeniyle aktive olarak yavaş bir şekilde fotokimyasal ayrışmaya maruz kalırlar. Bu tür doğrudan gün ışığı etkisi ile meydana gelen ayrışmalar, toprak tarafından oluşturulan katalizlenmelerden daha az önemlidir.

Fotoliz, su çevrelerinde ve mor ötesi ışımaya nispeten yüksek olduğu koşullar için daha yoğun araştırılmıştır. Bu tür ortamlarda bile ayrışma oranı genelde düşük bulunmaktadır. Işık etkisinin en önemli katkısının, fotolitik etkiden sonra bileşiklerin mikrobiyal ayrışabilirliğinin artması ile ilgili olmasıdır

#### **7.6.10.2. Kimyasal ayrışma**

Çok sayıda pestisitinin saf kimyasal olaylar ile ayrışabileceği tanımlanmıştır. Bunu oluşturan kimyasal reaksiyonlar toprak bileşenleri tarafından katalizlenen ve katalizlenmeyen reaksiyonlar olarak sınıflandırılabilir.

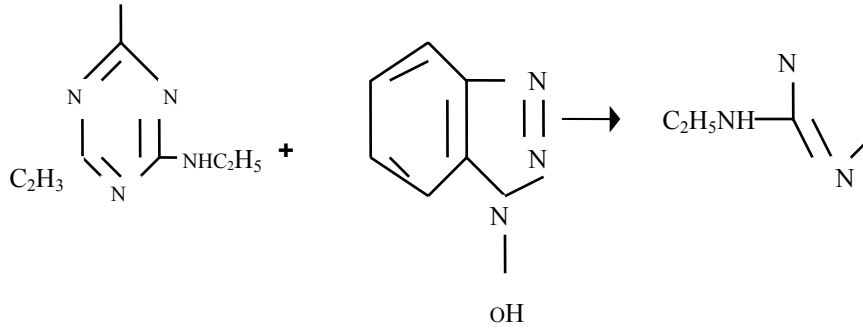
Birinci gruba giren kimyasal ayrışma reaksiyonları; hidroliz, oksidasyon, izomerizasyon, iyonizasyon ve tuz oluşumundan ibarettir. Organofosfat pestisit bileşikleri alkali hidrolize uğrayarak ayrışabilirler. Asit hidroliz reaksiyonları da 2,4-D bileşiği için bilinen reaksiyonlardandır. Fenil karbamatlardan proximhan ise asit, nötral ve alkali koşullarda hidroliz olabilmektedir. Bu reaksiyonlar sonucu meydana gelen değişim ürünlerinin bir kısmı aynı şekilde biyosit etkisini sürdürebilir, bir kısmı ise etkisiz konuma geçer.

Topraklar tarafından oluşturulan katalizlenme olaylarında özellikle topraklar asit karakterli ise, silikat kil farksiyonu önemli rol oynamaktadır. Toprak bileşikleri tarafından ayrışma olaylarının katalizlenmesi genellikle kil minerallerinin yüzeyleri yakınındaki hidrojen iyonu konsantrasyonu yükselmesi ile ilişkilendirilir. Buna ilave olarak demir oksitler ve amorf alumina gibi toprak bileşenleri de ayrışmayı katalizlemektedir. Diğer taraftan ortamdaki organik



madde, kimyasal ayrışmayı geciktirebilir veya durdurabilir. Toprak katalizörlerinin etki mekanizması tam olarak açıklığa kavuşmamıştır. Katalitik etkiler büyük ölçüde pestisit tabiatına bağlıdır. Bir pestisit bileşiğinin ayrışmasında katalitik etki yapan bir toprak faktörü, başka bir pestisit ayrışmasını geciktirici etki yapabilmektedir.

Klorlu S-triazin grubu pestisitlerin (simazin, atrazin) hidroksi formlara hidrolizi, pestisitlerin saf kimyasal reaksiyonlar ile değişimlerine tipik örneklerdir. Toprak pH'sı 4.6-6.2 sınırları arasındayken S-triazinlerde basit asidik hidroliz meydana gelebilmektedir. Toprakta organik madde ayrışması ile, bitki kök salgıları veya mikrobiyal salgılar sonucu oluşan düşük pH'lı lokal alanlarda normal sıcaklıkta, asit hidroliz için uygun koşullar bulunur. Daha ileri olarak, bitkilerde bulunan N-hidroksibenzoazinon gibi bazı bileşikler, toprakta da bulunup, saf kimyasal ayrışmaya neden olabilmektedir (Şekil 7.13).



**Şekil 7.13** . Simazinin toprakta N-hidroksibenzoazinon etkisi ile detoksifikasyonu (Knuesli ve Berrer,1956,61)

### 7.6.10.3. Biyolojik ayrışma

Pestisit ayrışmasının bu türü, mikroorganizmalar tarafından kontrol altında tutulmaktadır. Bu olay toprakta normal mikrobiyal aktiviteyi etkileyen faktörlerin etkisindedir. Çok iyi bilindiği gibi bu ana faktörler; toprak sıcaklığı, nem kapsamı, organik madde varlığı, pH gibi faktörlerdir.

Pestisitlerin mikrobiyal metabolizmasında, bu organik bileşikler diğer metabolik olaylar için bir enerji kaynağı olarak kullanılırlar. McNew (1972)'ın belirttiği gibi mikroorganizmalar, organik molekülleri etkileme bakımından bitki ve hayvanlardan çok daha başarılıdırlar. Pestisitlerin çoğunluğu, toprak mikroorganizmaları için yeni bileşiklerdir. Bundan dolayı mikrofloranın pestisit bileşimlerine adaptasyon eksikliği nedeniyle, başlangıçta biyolojik ayrışma

süratinde yetersizlik görülebilir. Düşük pestisit konsantrasyonlarında, mikrofloranın biyo-adaptasyonu yavaş bir şekilde olmaktadır.

Pestisit moleküllerinin içerdiği bazı polar gruplar, mikroorganizmalar için etki noktalarını oluştururlar. Bunlar; -OH<sup>-</sup>, -COO<sup>-</sup>, -NH<sub>2</sub> ve -NO<sub>2</sub> gruplarıdır. 1980'lere kadar yoğun kullanılmış ve araştırılmış olan klorlu hidrokarbonlardan DDT toprakta ayrışmaya karşı oldukça dirençlidir. DDT'nin mikrobiyal ayrışması sırasında yine ortam koşullarına dirençli olan DDE oluşmaktadır. Çevresel bakış açısından, her iki bileşik te canlıların yağ dokusunda birikme özelliği gösterdiğinden, besin zincirinde derişmeleri nedeniyle istenmeyen bileşiklerdir. Araştırma sonuçlarına göre, bakterilerden *Proteus vulgaris* DDT bileşimini TDE (DDD) ve daha sonrada TDEE bileşiklerine çevirmektedir. TDE (DDD), DDT'nin mikroorganizmalar tarafından oluşturulan temel değişim ürünüdür. Ayrıca TDE'nin dışında çok sayıda ve küçük miktarlarda minör metabolitlerin oluştuğu da saptanmıştır (Şekil 7.14 ).

Çeşitli pestisit formülasyonlarının kendilerine etki eden mikroorganizmalar tarafından ayrıştırılması farklılık göstermektedir. Çizelge 7.10'da çeşitli klorlu hidrokarbonların toprakta ayrışma hızları gösterilmiştir.

**Çizelge 7.10.** Klorlu hidrokarbon insektisitlerin toprakta biyolojik olarak ayrıştırılma zamanları

İnsektisit	% 95'inin ayrışması için gereken zaman (yıl)	Ortalama Yıl
Aldrin	1-6	3.0
Klordan	3-5	4.0
DDT	4-30	10.0
Dieldrin	5-25	8.0
Heptachlor	3-5	3.5
Lindan	3-10	6.5
Telodrin	2-7	4.0

**Şekil 7.14.** DDT'nin çeşitli biyolojik sistemler yolu ile ayrışmasından oluşan metabolitleri. Ara metabolitlerin hepsi tanımlanamamıştır  
Görüldüğü gibi DDT ile birlikte dieldrin en dayanıklı pestisitlerden biridir. Bazı ***Pseudomonas*** ve ***Bacillus*** türleri dieldrini 3 ile 10 bilinmeyen metabolite ayrıştırmaktadır.  
Aldrin, isodrin ve heptachlor gibi klorlu cyclodiene insektisitler de dirençli bir grup oluşturmaktadırlar. ***Aspergillus niger***, ***A.flavus***, ***Penicillium notatum*** ve ***P.chrysogenum*** gibi mantarların aldrini,diğer bilinmeyen dört metabolitle

birlikte dieldrine dönüştürdüğü saptanmıştır. Bu bileşiklerin oksidasyon olayları sonucu oluşan ürünleri, ana bileşikten çok daha toksik olan metabolitlerdir.

Organik fosforlu ve karbamat insektisitler,yağlara karşı olağanüstü eğilime sahip olduğundan,beslenme zincirinde derişirler. Genellikle bazı **Pseudomonas** ve **Thiobacillus** türleri bu bileşiklerden bir kısmını ayrıştırma yeteneğindedirler. Pestisitlerin biyolojik ayrışmasında cereyan eden en önemli kimyasal reaksiyonlar şunlardır:

- **Oksidasyon:** Özellikle  $\beta$ -oksidasyon,alifatik bileşiklerin zincirlerinin kılmasına neden olan önemli bir reaksiyondur. Aynı şekilde merkezi karbon atomunun oksidasyonu da olabilir.
- **Halka yapısının yarılması:** Bu ayrışma türünde, orto veya meta yarıma meydana gelebilir. İki hidroksil grubunun bağlanması yolu ile meydana gelen oluşumdan sonra, aromatik çekirdeğin etkilendiği başlıca ayrışma şeklidir.
- **Redüksiyon:** Bu olay alifatik bileşiklerin çift bağları nedeniyle karboksil gruplarından hidroksit ve aldehitlerden de alkollere dönüşümle sonuçlanır.
- **Hidroliz:** Örneğin fosforlu bileşikler,enzimatik hidrolize hedef olabilir. Fosfor bağlarının kırılması ortam pH'sından kuvvetle etkilenir.

Biyolojik ayrışma olaylarını çeşitli mikroorganizma grupları gerçekleştirir. Bu organizmalar heterotrof nitelikli canlılardır. Çizelge 7.11'de bazı herbisitlerin ayrışma zamanları ve bunlara etken olan mikroorganizma türleri verilmiştir.

**Çizelge 7.11.** Herbisitlerin etkilendikleri mikroorganizmalar

Bileşik	Topraktaki Dirençleri	Etkili Mikroorganizma
Monuron	4 -12 ay	<i>Pseudomonas</i>
2,4-D	2 - 8 hafta	<i>Achromobacter,</i> <i>Corynebacterium</i> <i>Flavobacterium,</i>
MCPA	3 -12 hafta	<i>Achromobacterium mycoplana</i>
2,3,6 TBA	2 yıl	<i>Pseudomonas</i>

Pestisitlerin toprakta göstermiş oldukları direnç,onlara etki eden tüm faktörlerin (kimyasal ve biyokimyasal ayrışma reaksiyonları, yatay ve dikey taşınma olayları, adsorbsiyon-desorbsiyon v.d) toplam etkilerine karşı göstermiş oldukları stabiledir. Uygulamalara göre, topraktaki pestisitlerin derişimleri, kolay ayrışabilen organik materyalin ilavesi ile azalmaktadır. Pestisitini düzeyini

azaltacak diğer uygulamalar sık toprak işleme ile buharlaşma ve mikrobiyal aktiviteyi teşvik etmek, toprakları yıkamak, pestisitleri bünyelerinde biriktirme özelliği gösteren bitki türleri yetiştirmek şeklinde tanımlanabilir. Ancak bu işlemlerin bazıları, kimyasal maddelerin topraktan çevrenin diğer kısımlarına pestisit taşınmasına neden olabileceğinden şüpheli karşılanmaktadır.

#### **7.6.11. Pestisitlerin toprak organizmaları üzerine etkileri**

Pestisit uygulamalarının hedef olarak seçilmeyen çeşitli toprak organizmalarını da etkilediği bilinmektedir. Topraklardaki zengin fauna ve flora bileşimi içinde özellikle toprak mikroorganizmaları, toprak ekosisteminde çeşitli mineral maddelerin sirkülasyonunu regüle ederek toprak verimliliğinin devamını sağlamaktadırlar. Bu regülasyon dengesi, pestisitler ile organizma aktivitelerinin, populasyon veya türsel bileşimlerinin etkilenmesi yolu ile bozulduğu takdirde toprak verimliliği de değişebilir.

Pestisitlerin bir kısmının, bazı özel toprak organizma gruplarını öldürdüğü bilinmektedir. Buna rağmen toprak mikroorganizmalarının zengin türsel bileşimi ve populasyon yoğunlukları nedeniyle bazı fümigant maddeler dışında, pestisit uygulamaları toprak organizmalarının geniş bir spektrumunu letal düzeyde etkilemez. Ancak hemen vurgulamak gerekir ki, yaygın olarak kullanılan pestisitlerin toksik veya toksik olmayan konsantrasyonları, ayrı ayrı organizma gruplarına (bakteriler, aktinomisetler, mantarlar ile mikro ve mezo toprak faunası) ve onların yürüttüğü yaşamsal olayların yoğunluğuna (toprak solunumu, nitrifikasyon, N-mineralizasyonu, simbiyotik azot fiksasyonu kademeleri v.b) etkide bulunur.

Pestisitlerin toprak canlılarına etkisi yalnızca bu maddelerin uygulanan miktarlarına, çözünürlüklerine ve kimyasal yapılarına değil, aynı zamanda toprak tipi, iklim ve hava koşulları gibi çevre faktörlerine de bağlıdır. Ayrıca toprak canlılarının birey zenginliği, tür bileşimi ve bu niteliklerin mevsimsel değişimi de pestisitlerin etkisi bakımından önemlidir. Pestisitlerin etkileri uygulama zamanı ile yakından ilgilidir. Bakteri populasyonlarının bünyesine aldığı bir dönemde yapılacak olan uygulama önemli zararlar verebilir. Toprak canlılarının her bir türü değişik pestisitlere farklı reaksiyonlar göstermektedir. Örneğin aktif toprak işleyicisi olan toprak solucanları, fosfor bileşiklerinden çok etkilenmekte, fakat diğer fauna ve böcek larvalarını öldüren aldrin gibi klorlu hidrokarbondan fazla etkilenmemektedir. İnsektisitler toprak faunası üzerine daha kuvvetli etki yapmakla birlikte mikroflora aktivitesi üzerine olan etkileri de göz ardı edilmemelidir.

Tarımsal savaşım sonucu toprağa ulaşan kimyasal maddelerin toprak mikroflora populasyonu üzerindeki etkileri genelde üç grup altında toplanabilir:

- Pestisitler mikroorganizmalarda temel metabolik işlevler üzerine az veya çok,geçici veya devamlı önleyici etki yapabilir.
- Pestisitler bir kısım mikroorganizmalar için seçici bir toksiditeye sahip olabilir. Bazı herbisit ve fungusit bileşiklerde bu özellik gözlenmektedir. Örneğin herbisitler, topraktaki tek hücreli algler için seçici toksiditeye sahiptir. Bu tip etkiler, populasyondaki bir veya birden fazla grupların rekabet yeteneğini dolaylı olarak değiştirebilir.
- Pestisitler populasyondaki bir veya bir kaç tür mikroorganizmanın çoğalmasını teşvik edebilir. Bu uyarı doğrudan hormon etkisi ile olabileceği gibi pestisit bir karbon kaynağı olarak kullanılmasından da olabilir. Uyarılan türler toprak verimliliğine yararlı veya zararlı olabilir veya bir gruba olan toksik etki nedeni ile ölen mikroorganizmalar ayrışarak dirençli organizma gruplarına besin maddesi olarak onların çoğalmasına etken olurlar. Böylelikle yaşam birliğinin doğal dengesi bozulur. Özellikle fumigantlar toprak fauna ve florası üzerine diğer pestisit gruplarından daha kuvvetli etkiye sahiptirler. Örneğin mikroarthropod populasyonunun % 99'u fumigantlar tarafından öldürülebilmektedir. Populasyonun normal durumuna ulaşması ve doğadaki işlevini yerine getirebilmesi için iki yıllık bir sürenin geçmesi gerekmektedir. Bu zaman süresi mikroflora için genellikle daha azdır. Fumigasyon uygulamaları tekrarlandığında biyolojik aktiviteyi güçlü bir şekilde olumsuz etkilemektedir. Nematod kontrolü için yapılan uygulamalarda da bu durumla sık karşılaşılmaktadır. Bunun yanında toplam bakteri sayısında fumigasyonu takiben rekabetçi organizma ve predatörlerin azalması veya yok olması nedeniyle önceki duruma kıyasla çok daha fazla artış olabilmektedir.

Pestisitler ile toprak organizmaları arasındaki ilişkilerde bazı özel organizma gruplarının aktiviteleri çok önemli yer tutmaktadır. Bunlar:

#### **a. Amonifikasyona etkileri**

Toprakta amonifikasyon olayı pek çok karmaşık organizma tarafından gerçekleştirilmektedir. Amonifikasyonu gerçekleştiren proteolitik ve diaminatik aktiviteli mikroorganizmalar üzerine 2.4-D herbisitinin çok az bir etkide bulunduğu, diğer herbisitlerden de hiçbirisinin normal (tarla) dozlarında amonifikasyon bakterileri üzerine sakıncalı olmadığı belirtilmektedir. Aldrin, DDT, dieldrin, lindane, heptachlor ve chlordan gibi insektisitler ile yapılan denemelere göre

normal uygulama dozlarının üzerinde en toksik etki DDT tarafından oluşturulmuş, normal dozlarda bir etki gözlenmemiştir.

### **b.Nitrifikasyona etkileri**

Doğadaki azot döngüsünün ikinci halkası olan nitrifikasyon üzerine pestisitlerin etkileri yoğun bir şekilde araştırılmıştır. Herbisitlerden 2.4-D ve 2.4.5- normal tarla dozlarında nitrifikasyonu hafif ve geçici olarak önlemektedir. Laboratuvar koşullarında bu etkinin daha kuvvetli olduğu belirtilmektedir. Toprak kolloidlerinin adsorbif özellikleri, herbisitlerin mikroorganizmalar tarafından parçalanması veya nitrifikasyon bakterilerinin herbisitlere adaptasyonu sonucu nitrifikasyonda ilk etkinin geçici olduğu tahmin edilmektedir. Klorlu alifatik asit herbisitler, nitrifikasyon bakterileri için oldukça toksiktir. Yalnız etkileri geçici olup 3-4 haftadan sonra etki ortadan kalkmaktadır. Nitrifikasyon bakterilerinin zamanla adapte olduğu gözlenmiştir. Karbamat içeren herbisitler ve türevleri, nitrifikasyon bakterilerini daha uzun bir süre (20 hafta) önlemektedir. CDEA ve DAA gibi asetamid herbisitler normal tarla dozlarında nitrifikasyonu uyarmaktadırlar. Klorlu hidrokarbon insektisitler 20 kg/da veya daha fazla dozlarda kullanıldıklarında ise nitrifikasyonu azaltmaktadırlar. BHC, heptachlor, chlordane çok toksik, aldrin, dieldrin ve endrin orta toksik metoksiklor, toksafen ve DDT'nin de az toksisite oluşturduğu belirtilmektedir. Fumigantlara karşı ise nitrifikasyon bakterileri çok duyarlı olup, uygulama yapılan topraklarda nitrifikasyon aylarca engellenmektedir.

### **c. Azot fiksasyonuna etkileri**

Azot fikse eden bakteriler atmosferdeki elementel azotu redükte ederek önce amonyak, daha sonrada aminoasit azotu şekline çevrilmesinde etken olular. Bu mekanizma çevre koşullarına karşı çok duyarlıdır ve bilindiği gibi azot fiksasyonu serbest (*azotobacteraceae*) ve simbiyotik (*rhizobiaceae*) olarak gerçekleşmektedir.

Fenoksi asetik asit içeren herbisitler normal dozlarda azotobakterler üzerine olumsuz etki yapmamaktadır. Ancak uygulama koşullarına ve ortam özelliklerine göre etki düzeyi değişebilmektedir. Örneğin MCPA, kireçli bir toprakta 2 kg/ha dozunda uygulandığında hiç bir etki göstermezken, kireç bakımından fakir bir toprakta azotobakter gelişmesi yavaşlamaktadır. Bakteri türünde önemli olduğu belirtilmektedir. Örneğin *A.chroococcum* 2.4.5-T ve 2.4-D bileşiklerine karşı *A.agilis* ve *A.vinelandii*'e oranla çok daha duyarlıdır. Fenoksi asetik asitli herbisitlerin normal uygulama dozları üzerindeki miktarları,

azotobakterlerin çoğalma ve solunum metabolizmasına önleyici etki yapmaktadır.

Azotobakterler klorlu alifatik asitlere karşı çok dirençlidirler. Klorlu fenol herbisitler ise bu bakterilere oldukça toksiktir. Örneğin 80 ppm dinoseb, azotobakterlerin gelişmesini tamamen önlemektedir. Ancak normal dozları fazla etkili değildir.

Simbiyotik azot fiksasyonunda pestisitlerin etkisi daha farklıdır. Bunun nedeni **rhizobium-baklagil** simbiyozu ve bu yol ile azot fiksasyon mekanizmasında değişik kademeler bulunmasıdır. Bu bakteriler toprakta rizosfer bölgesinde çoğalma, bitki köküne enfekte olma, kök nodülü oluşturma ve azot fikse etme kademelerinde pestisitlerden etkilenebilirler. Normal dozlarda fenoksi herbisitlerin etkisi görülmemiştir. Bunların bir kısmının (2.4-D, MCPA, MCPB v.d) engelleyici etkisine **rhizobiumların** adapte olduğu belirtilmektedir. Bazı **rhizobium** türleri ise (*R.meliloti*) 2.4-D ve MCPA gibi bazı fenoksi herbisitleri inaktive edebilmektedir. Fenoksi herbisitlerin nodül oluşumuna olan etkisi, kök gelişimini geciktirmesi nedeniyle bazen olmaktadır. Ayrıca bu herbisitlerin azot fiksasyonu üzerine önleyici etki yaptığı saptanmıştır. Nilson (1957) 0.1 ppm düzeyindeki 2.4-D ve MCPA herbisitlerin bitki gelişmesi ve nodül oluşumu üzerine etki yapmadığı halde, azot fiksasyonunu önemli düzeyde engellediğini saptamıştır. Fenol klorofenoksi ve üre türevi bileşikleri, steril koşullarda 3 kg/ha dozunda üç yıl mısır alanlarında kullanımını takiben, bezelye üretiminde 4 yıl boyunca nodül oluşumunu yavaşlatmaktadır. Bu "kalıntı" etkisi simazin ve atrazin bileşiklerinde daha az olmaktadır.

Kanal ot mücadelesinde akvatik bitkiler için kullanılan naftanın mücadele dozlarının, yonca bitkisinde nodülasyonu önlediği saptanmıştır.

İnsektisitlerden BHC, DDT nodül oluşumunda önemli düzeyde önleyici etkiye sahiptir. Aldrin ise 10 kg/da dozunun üzerinde etki yapmaktadır. Nodül bakterileri, fungusitlerin de çoğundan etkilenmektedir. Organik civalı ilaçlar ile yapılan bir denemede nodül oluşumunun geciktiği saptanmıştır.

#### **d.Toplam mikroflora üzerine etkiler**

Zirai mücadele ilaçlarının topraktaki bazı önemli mikrobiyal aktiviteye etkisi yanında, bu ilaçların toplam mikroorganizma sayısı üzerinden ifade edilen genel etkileride söz konusudur. Zirai ilaçlardan çoğu popülasyonu oluşturan organizma gruplarından bir veya daha fazlasını önleyici veya uyarıcı etkiye sahip olabilmekte ve bu da toplam sayıyı etkileyebilmektedir. Örneğin alg türleri triazinler, fenoksi karbonik asit gibi herbisitlere karşı duyarlıdır. Çeltik kültüründe



atrazin veya 2,4-D'nin düşük derşimleri azot fikse eden alglere zarar vermektedir. Böylelikle azot bilançosu olumsuz etkilenir. Buna karşılık lından uygulamasından sonra alg gelişiminin arttığı saptanmıştır. Bunun nedeni alglerle beslenen organizmaların ölmesidir. Bazı ilaç türleri de selüloz ayrıştırıcı bakterileri inhibe etmektedir (alipur, murbetol, dinoseb, simazin v.d). Bazı insektisitler ise mantar sayılarını azaltmaktadır.

Bazı spesifik bakteri gruplarının ilaç etkisi ile uyarıldığı da gözlenmektedir. Atrazin ve simazin, spor oluşturan bakteriler ile nitrifikasyon bakterilerini, endotal, alipur, murbetol bileşikleri ise tarım alanlarında azot kaybına neden olan denitrifikasyon bakterilerini uyarmaktadırlar.

Insektisitlerin uygulamadan sonra 6 ay süreyle toplam mikroflorayı kontrole oranla altı kez düşük değerde tutmakta, bir sene sonra ise mikroorganizma sayısının hepsinin de arttığı görülmektedir. Zira mücadele uygulamalarından sonra toplam mikroorganizma sayısının artışı, ölen mikroorganizmaların ve ilacın kendisinin C kaynağı olarak diğer mikroorganizmalarca kullanılması ile ilgilidir. Ancak pestisitlerin ayrışmasından tam bir mineralizasyon süreci anlaşılmamalıdır. Olay bu bileşiklerin biyolojik olarak kısmi metabolizasyonu ve kalıntıların farklı yapıdaki metabolitlere dönüşmeleri şeklinde düşünölmelidir.

### 7.7. Ağır Metaller ve Toprak Kirliliği

Bu başlık altında toplanan ve özgül ağırlıkları  $5 \text{ g/cm}^3$ 'ten daha fazla olan elementler ve onların iyonları, periyodik cetvelin geçiş elementleri olarak tanınan geniş bir grubuna aittirler. Bunlardan bazıları tarımda “**iz elementler**” veya “**mikro besin maddeleri**” olarak tanımlanmaktadır. Aslında ağır metal terimi literatüre çevre kirliliği ile girmiştir. Ağır metal teriminin kullanımı bütünüyle tatmin edici değildir. Metaller ve metal olmayanlar arasındaki fark kesin olmadığı halde, periyodik tablonun incelenmesi sonucunda 84 elementin metal olduğu kabul edilmiştir. Yukarıda tanımlanan nitelik çevre kirliliği dikkate alındığında ise 69 element bu kategoriye girmektedir. Bu 69 elementin 16'sı sentetik olup doğada bulunmamaktadır. Genellikle tanımlar tam olmamakla birlikte ekolojik yönden ağır metal terimi, kirlenme ve toksisite bakımından bir yan anlam olarak kullanılmakta ve çoğunlukla atom numarası  $>20$  olan metaller bu kapsama girmektedir (Phipps, 1981). Bu grubun içine 70 kadar element girmekle birlikte ekolojik bakımdan önemli 20 element dikkati çekmektedir. Çizelge 7.12'de görölen ağır metaller hayvan ve bitkiler için mikro besin maddesi olabildikleri gibi aynı zamanda toksik maddelerdir. Toksidite kavramı metalden metale değişebildiği gibi, organizmadan organizmaya da

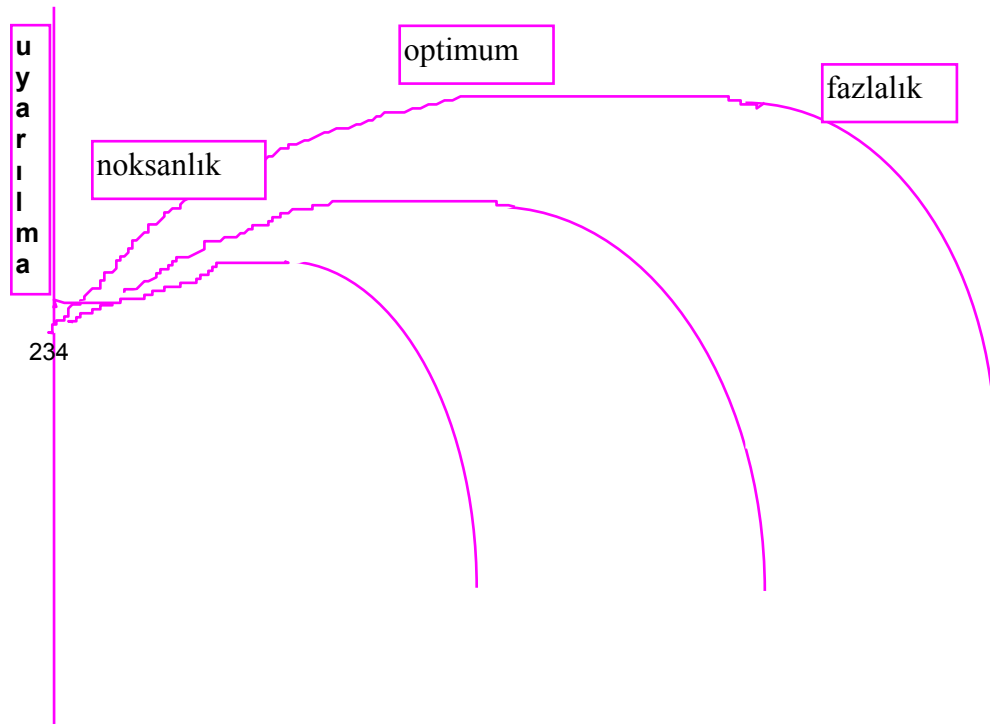
değişebilmektedir. Bu nedenle toksiditenin anlaşılmasında doz-tepki ilişkilerinin bilinmesi gereklidir. Şekil 7.15'de bitkilerde 4 değişik ağır metalin gelişmeyi ilerleten veya engelleyen etkileri tanımlanmıştır. Olumlu veya olumsuz (toksik) etkiler yalnızca elementin tipi ve konsantrasyonuna bağlı olmayıp, değişik türlerin genetik esaslı fizyolojik davranışları ile de ilgilidir.

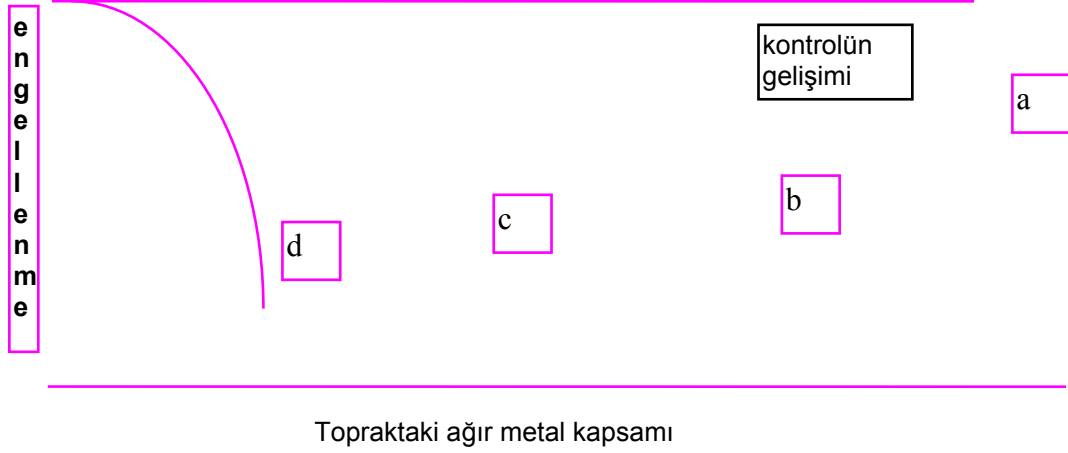
**Çizelge 7.12.** Önemli ağır metallerin ekolojik sınıflaması (Davies,1980)

Element	Özgül Ağırlık g/cm <sup>3</sup>	Bitki ve Hayvan için Gereklilik	Kirletici Olup Olmadığı
Ag (gümüş)	10.5	-	K
Cd (kadmium)	8.7	-	K
Cr (krom)	7.2	G	K
Co (kobalt)	8.9	G	K
Cu (bakır)	8.9	G	K
Fe (demir)	7.9	G	K
Hg (civa)	13.6	-	K
Mn (manganez)	7.4	G	-
Pb (kurşun)	11.3	-	K
Mo (molibden)	10.2	G	K
Ni (nikel)	8.9	G	K
Pt (platin)	21.5	-	-
Tl (talyum)	11.9	-	K
Sn (kalay)	7.3	-	K
U (uranyum)	19.1	G	K
V (vanadyum)	6.1	G	K
W (tungsten)	19.3	G	K
Zn (çinko)	7.1	G	K
Zr (zirkon)	6.5	-	-

G: Gerekli

K: Kirletici





- a=Çoğunlukla gelişmeyi ilerletici nitelikli ağır metal ( örneğin manganez)  
b=Gelişmeyi ilerletmekle birlikte engelleyici nitelikte gösteren ağır metal tipi (örneğin bakır)  
c=Çoğunlukla gelişimi engelleyici nitelikli ağır metal (örneğin nikel)  
d=Kuvvetli engelleyici nitelikli ağır metal (örneğin civa)

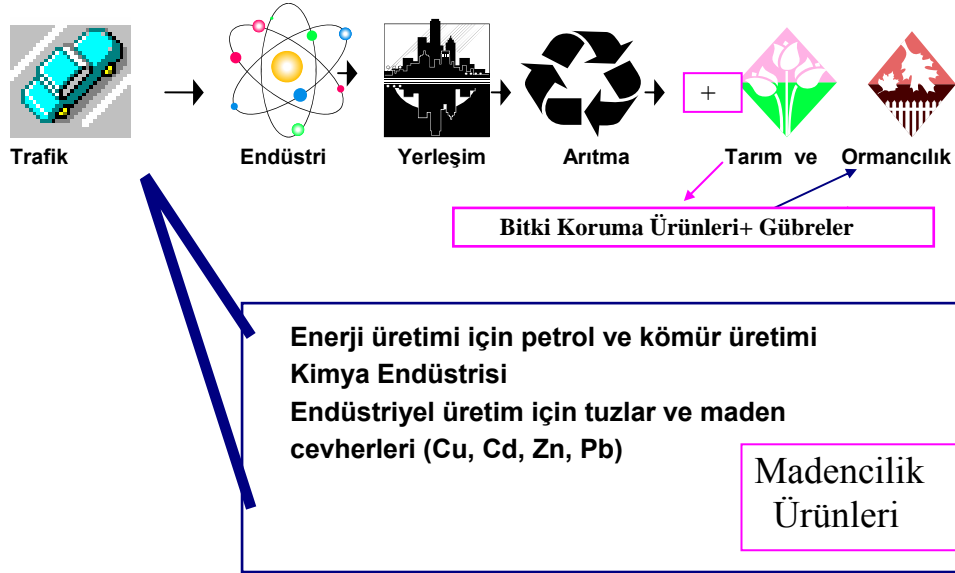
**Şekil 7.15.** Bitkilerde dört değişik ağır metalin gelişmeyi ilerleten veya engelleyen etkileri

### 7.7.1. Karasal ekosistem ve topraklardaki genel etkileşimler

Ağır metaller binlerce yıl içinde kayalardan fiziksel, kimyasal ve biyolojik ayrışma olayları ile çözünerek karasal ekosistemdeki toprak yapısına katılmışlardır. Bu maddeler toprak organizmaları ve bitki kökleri tarafından alınarak toprak üstü biyokütleye taşınırlar. Bu biyokütle genel olarak besin, yem veya yenilenebilir enerji kaynağı olarak kullanılır. Bir kısmı da ham materyal olarak sistemde kalır ve toprak döngüsel olaylarına katılır. Böylece ağır metaller besin zincirine katılmış olurlar. Bu çevrim olayları kapalı döngüler olarak tanımlanır. Bu koşullar altında yer üstü biyokütlesindeki organizmalar, hayvanlar ve insanlar filogenetik olarak ağır metallerin doğal ve yerel derişimlerine uyum sağlamışlardır. Madde döngüsü ile organizmaya madde alımı arasında bir denge oluşmuştur.

Son yüzyılın ortalarına kadar,ağır metallerin büyük kısmı fosil enerji kaynakları ve yenilenemeyen ham maddeler olarak yer kürenin derinliklerinde inert durumda kalmışlardır. Endüstriyel kullanımın gereksindiği ham madde talebi arttıkça,bu maddelerin kullanımı ve dolayısı ile ağır metallerin

ekstraksiyonu artmıştır. Dolayısı ile bu maddeler kara yüzeylerine doğrudan yayılma olanağı bulmuşlardır (Şekil 7.16).

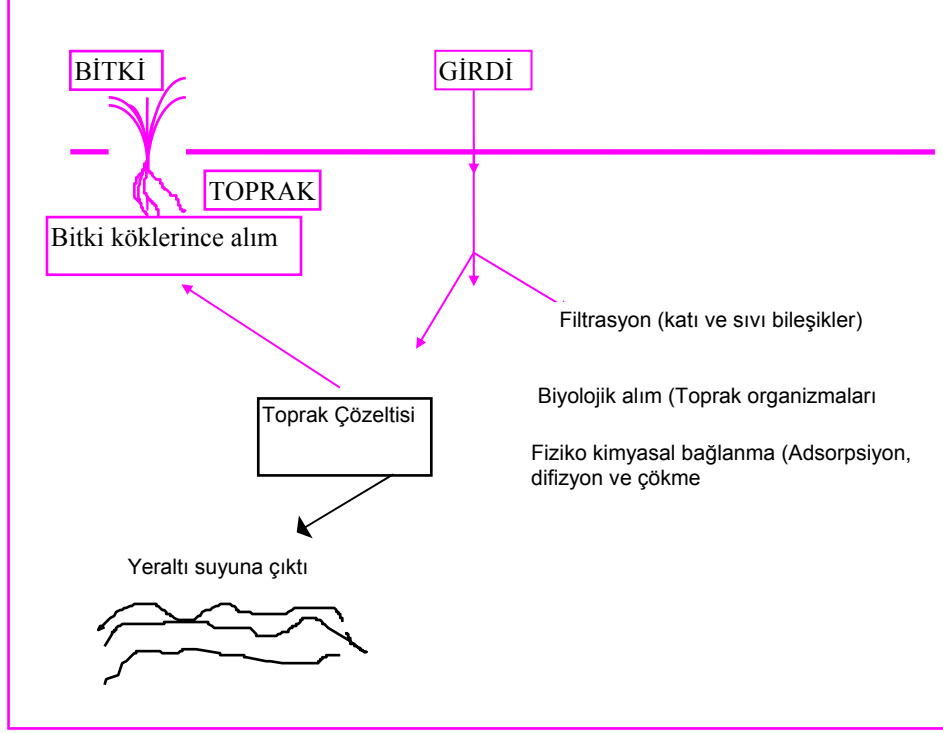


Şekil 7.16. Ağır metallerin çevredeki dağılımları

Bu yüzyılın ortalarına kadar madenlerin ve fosil yakıtların aşırı kullanımı karasal ekosistemin global kirlenmesine yol açmıştır. Bu süreç, atmosferde oluşan depolama kadar, su döngüsünün arıtma çamurları, gübre ve hayvan dışkıları ile tarım ve ormancılıkta kullanılan diğer ürünlerden kökenlenen kirliliği yolu ile de etkisini göstermektedir.

### Sorunlar ve Hedefler

Bir çok durumda topraklar ağır metaller için son depolanma yeri olabilmektedir. Bu olayda toprakların doğal filtre edici özellikleri ile tamponlama kapasiteleri büyük önem taşımaktadır. Toprak çözeltisine serbest bırakılan ağır metaller toprak organizmaları ve bitki kökleri tarafından alınır veya yer altı suyuna yıkanarak yer altı su kalitesinin bozulmasına, besin zincirinin kirlenmesine etken olurlar (Şekil 7.17)



**Şekil 7.17.** Ağır metalleri filtre ve tamponlayıcı olarak toprak sistemi

Ağır metallerce toprağın kirlenmesinin güncel düzeyi, buna etken olan olaylar ve kirlenmenin gelecekteki etkileri konularında bilgi birikimi gerekmektedir.

### 7.7.2. Topraktaki ağır metallerin kökeni, dağılımı ve önemi

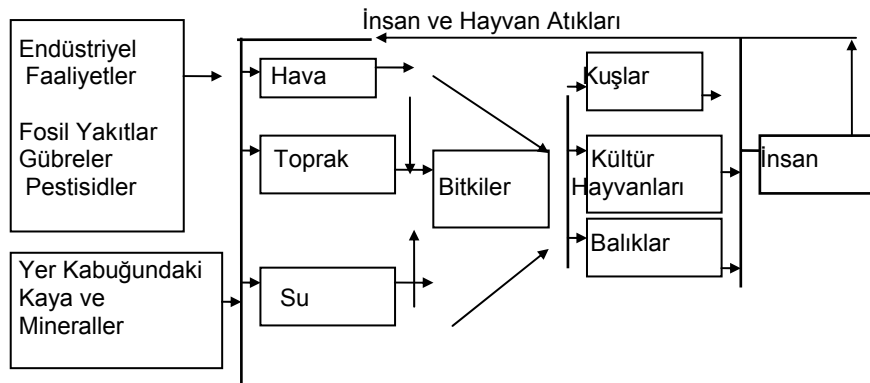
Topraktaki ağır metal kapsamı doğal kaynaklardan türemesi yanında antropojenik kirlenmeden de oluşur. Toprak kirliliğini tanımlayabilmek için sistemlerin doğal süreçlerini, ağır metallerin doğal veri tabanı düzeylerini ve kirliliğe bağlı girdilerini anlamak gerekmektedir.

Ağır metal elementlerin hepsi az veya çok miktarda insanlara veya diğer canlılara toksik maddelerdir. Modern teknoloji bu elementlerin kullanımına,

geçmiştekinden daha fazla gereksinme duymaktadır. Maden tasfiyeleri, fosil maddelerin yakılması ve diğer endüstriyel atıklarla bu elementlerden tonlarcası atmosfere ve sulara katılmaktadır. Ayrıca tarımda kullanılan gübreler ve ilaçlardan da önemli miktarda toksik element topraklara bırakılmaktadır.

Bu toksik elementler toprakta birikerek "toprak-bitki-hayvan-insan" beslenme zincirinde konsantrasyonları artarak taşınabilirler. Şekil 7.18'de bu ilişkiler şematik olarak gösterilmiştir.

Topraklar, ağır metaller ve iz elementler bakımından biyolojik dolanımın sadece bir parçasıdır. Aynı zamanda topraklar, bu bileşiklerin büyük miktarlarının son depolanma bölgesidir.



Şekil 7.18. Ağır metal kaynakları ve onların ekosistem içindeki hareketleri

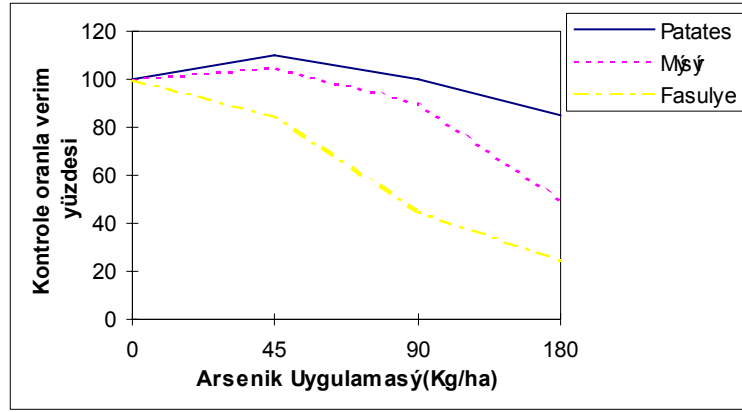
### 7.7.2.1. Arsenik (As)

Arsenik bileşikleri boya pigmenti olarak, tekstil ve tane endüstrisinde kullanılmaktadır. Ayrıca deterjanlar 10 ile 70 ppm düzeyinde arsenik kapsamaktadır. Pekçok arsenik bileşiğinin yüksek toksisitesi nedeniyle pek çok pestisidin bünyesinde yer almaktadır. Arsenikli pestisidlerin uzun yıllar boyunca fazla olarak uygulanmaları sonucu, özellikle meyve bahçelerinde toksik düzeye varacak derecede As birikimi olduğu belirtilmektedir.

Arseniğin topraktaki kimyasal özellikleri fosfat iyonlarına çok benzerlik göstermektedir. Hatta bu nedenle kolorimetrik fosfor tayinlerinde interferensten dolayı zorluk çıkarmaktadır. Bu benzerlik nedeni ile topraktaki fosfat davranışlarını etkileyen faktörler, arsenatların As fiksasyonunda etkili olurlar. Ancak Ca un arsenat fiksasyonu, Fe ve Al dan çok daha küçüktür. Sonuçta çeşitli çözünürlük derecesine sahip arsenatlar meydana gelir. Örneğin  $FeAsO_4$  in çözünürlüğü  $5.7 \times 10^{-21}$  iken,  $Ca_3(AsO_4)_2$  in çözünürlüğü  $6.8 \times 10^{-19}$  dur. Yine fosfata benzerliği dolayısı ile kuvvetle fiksasyonu sonucu arsenik birikimi,

genellikle toprağın üst 10 cm si içinde olur. Toprak bileşikleri üzerinde bağlanmada As ve P un rekabeti sonucu, fosforlu gübreleme nedeniyle toprakta As mobilitesi artış gösterir.

Arsenik içeren nehir suları ile sulanan patates bitkilerinin yumru ve kabuklarında As birikmesi olduğu ve bitkinin yenebilen kısımlarında birikimin 2.6 ppm düzeyinde olduğu belirtilmektedir. Arsenik birikimi o topraklarda yetiştirilen ürün miktarını da etkilemektedir (Şekil 7.19).



**Şekil 7.19.** Kumlu bir toprakta yetiştirilen üç bitki türünün ürün miktarı üzerine arsenik uygulamasının etkileri

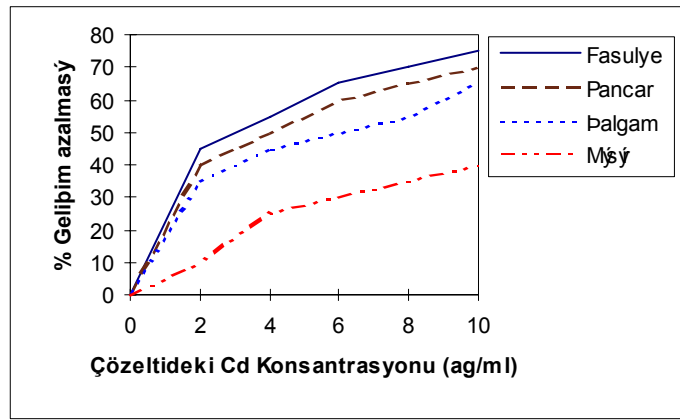
#### 7.7.2.2. Kadmiyum (Cd)

Kadmiyum geniş ölçüde kullanılan kaplama materyalidir. Ayrıca boya pigmenti ve plastik endüstrisi Cd bileşiklerini geniş ölçüde kullanmaktadır. Kadmiyumun motor yağları ve taşıt lastiklerinde bulunuşu, yollara yakın topraklardaki kadmiyum birikimini açıklamaktadır. Cd ve Zn arasındaki jeokimyasal ilişkiler, bu iki elementin bulunuşunu, birbirine bağımlı kılmaktadır. Zn ergitmelerinde çıkan duman emisyonları hem ZnO hem de CdO içerir. Çinko okside oranla daha yüksek buharlaşma özelliğinde olan CdO, bu dumanlar içinde orijinal madene oranla göreceli olarak zenginleşir. kadmiyumun fosforlu gübrelerde bulunuşu Cd kontaminasyonu için çok yoğun bir kaynak oluşturur. Gübrelerdeki bu miktar tersiyer kalsiyum fosfatta 1-2 ppm, superfosfatta 50-170 ppm düzeyindedir.

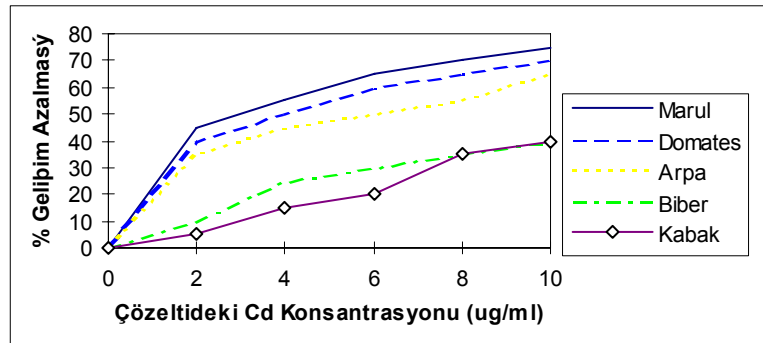
Kadmiyum fazlalığının neden olduğu hastalıkların daha ziyade dolaşım sistemi ile ilgili olduğu ve hipertansiyon adı verilen yüksek kan basıncına neden olduğu rapor edilmektedir.

Pek çok bitki türünün Cd'u kolayca aldığı belirtilmektedir. Bu nedenle kadmiyumun sağlığa zararlı olarak ortaya çıkışı, sebzeler ve diğer tarımsal ürünler tarafından alınan Cd un yoğun bir şekilde zenginleşmesi ile ilgilidir. Ayrıca Cd un bitkiler tarafından alınışı çinko miktarını da etkilemektedir. Araştırma sonuçlarına göre 100 ppb Cd içeren besin çözeltilisinde yetiştirilen turp bitkisinin yapraklarında, Cd konsantrasyonunun % 10 artışı sırasında, çinkoda 20 den 400 ppm e kadar artış saptanmıştır.

Çeşitli ürünlerin Cd fazlalığına hassasiyeti çok farklılık göstermektedir. Bu durum Şekil 7.20 ve 7.21' de görülmektedir.



Şekil 7.20. Değişik bitki türleri için çözeltideki Cd konsantrasyonunun bir fonksiyonu olarak gelişim azalması



Şekil.7.21. Değişik bitki türleri için çözeltideki Cd konsantrasyonunun bir fonksiyonu olarak gelişim azalması



Kirlenmeyen alanlarda toprağın Cd kapsamı genellikle 1 ppm in altındadır. Yagamata ve Shigematsu (1970) kirlenme görülen çeltik topraklarında Cd düzeyinin 50 ppm den fazla olduğunu belirtmektedirler. Bir üst toprak içinde, örneklerin çinko arıtma tesislerindekiye yakın, 1700 ppm gibi yüksek değerler gösterdiği rapor edilmektedir.

Kadmiyum iki değerli katyon olarak bulunması nedeni ile adsorpsiyon yüzeyleri üzerinde elektrostatik adsorpsiyon, ana bağlanma mekanizması olarak görev yapar. Bu element ayrıca ortamdaki hidroksil ve klorür anyonları ile kompleks oluşturabilir. Bu tip kompleks oluşumu kadmiyumun çevre içindeki mobilitesine yardım etmektedir.

Asit topraklarda Cd un büyük kısmı aynen çinkoda olduğu gibi değişebilir formda bulunmaktadır. Topraklarda bulunan total kadmiyumun 1N-HCl ile (ekstraksiyon müddeti 4 saat) hemen hemen tamamen ekstrakte edilebildiği belirtilmektedir. Asitte çözünebilir veya değişebilir Cd ile yonca ve yulaf bitkilerinin kadmiyum alımı arasında yüksek pozitif ilişki saptanmıştır. Kadmiyumun bitki içindeki miktarı, bitkinin değişik kısımlarında farklılık göstermektedir. Örneğin buğday tanelerinde Cd 0.012-0.036 ppm iken, sap kısmında çok daha fazla saptanmıştır. Amerikalı araştırmacılar buğday tanelerindeki kadmiyum miktarını 0.057-0.130 ppm olarak saptamışlardır. Genelde bitkilerin Cd kapsamı 0.5 ppm in altındadır. Ancak kadmiyumca zengin sedimentler ve çinko madenlerine yakın topraklarda yetişen bitkilerde çok yüksek değerler saptanmıştır (çayır otları ve yulafta 4 ppm, şeker pancarı yapraklarında 50 ppm).

Bitki ve topraklara ulaşan kadmiyumun büyük kısmı Cd içeren toz taneciklerinin havadan çökmesi yolu ile olmaktadır. Yoğun trafik akışı gösteren yollar yakınındaki topraklarda toz çökelmeleri ile yılda metrekareye 0.2-1.0 mg kadmiyum ilavesi olduğu ölçülmüştür (Çizelge 7.13).

USA'da beslenme yolu ile günlük Cd yüklemesi 0.023 ile 0.092 mg, Japonya'da ise pirinç ve balık gibi besinlerde yüksek miktarda bulunması nedeni ile çok daha yüksektir. Bu nedenle Japonya'da Cd birikmesi sonucu oluşan böbrek ve enfatrüs hastalıklarına çok sık rastlanmaktadır.

**Çizelge 7.13.** Farklı nitelikteki materyalde bulunan Cd sınır değerleri

Materyalin Cinsi	Cd Kapsamları ( ppm)
Kömür	1-2
Motor yağları	0.5
Taşıt lastikleri	20-90
Süperfosfat	38-48
Ham fosfat	31-90

Yer kabuğu (ort.)	0.18
Kirlenmemiş topraklar	1
Kirlenmiş topraklar	1-53

### 7.7.2.3. Kobalt (Co)

Kobalt, çeşitli alaşımlar, boyalar, vernik ve mürekkep üretiminde kullanılmaktadır. İnsanlara olduğu kadar diğer monogastrik (tek mideli) hayvanlar içinde çok önemli bir elementtir. Bu gereksinim vitamin B<sub>12</sub> nin yapısına katılma nedenine dayanmaktadır. Bitkiler kök nodül-mikrobiyal sistemleri ile atmosferik azotu bağlayabilmek için Co'a gereksinim duyarlar. Bunlara karşın yüksek konsantrasyonlarda kobalt bitkilere şiddetli toksik etki yapabilir. Toprakların kobalt kapsamı 10 ppm'i genellikle aşmamaktadır. Bazı özel durumlarda 380 ppm gibi yüksek konsantrasyonlarına da raslandığı rapor edilmektedir.

Toprakta Co adsorpsiyonu üzerine çalışan Hodgson (1960)'un bulgularına göre, kobalt kil minerallerinden montmorillonit tarafından, ancak katyon değişim kapasitesinin yüzde birkaçı kadar, iz düzeylerde, adsorbe olmaktadır. Adsorpsiyonun % 70-90 gibi büyük kısmı değişebilir formda olmakta, küçük bir kısmı da kil mineralinin yapısına girmesi nedeni ile değişebilir olmayan formda bulunmaktadır.

Kobalt toprakta şelat oluşturan ağır metallere biri olarak tanımlanmaktadır. Ayrıca muhtemelen Mn<sup>+2</sup> ile yer değiştirme yoluyla toprakta mangan oksitlere kuvvetli bir şekilde bağlanmaktadır.

Aritma çamurları gibi atık maddelerde bile düşük konsantrasyonlarda bulunması nedeni ile, bu ağır metalin toprakta zararlı etkileri üzerine endişeyi gerektirecek bir durum bulunmamaktadır.

### 7.7.2.4. Cr, Krom

Krom, metal ve kromatlar şeklinde bulunan ve çok geniş ölçüde korozyon önleyici uygulamalarda kullanılan bir elementtir. Küçük miktarlarda da vernik, mürekkep ve boyar madde üretiminde kullanılmaktadır.

Krom insan ve hayvanlar için gerekli elementlerden biridir. Glikoz tolerans faktörü olarak tanımlanan ve kandaki aşırı glikozun normal düzeye inmesini sağlayan olayda baskın rol oynar.

İnsanların krom alımındaki artış, içme sularına katılmasından ve besin endüstrisi nedeniyle. Bitkilerde Cr kapsamının artışı zor görülmektedir. Pek çok toprakta kromun immobil duruma geçmesi nedeni ile suda erirliği fazla krom

tuzlarının kullanılması halinde bile krom bileşikleri ile gübrelemede genellikle çok küçük bir etki saptanmıştır.

Bitki gelişmesinde kromun gerekliliği araştırılmamıştır. Özellikle “serpantin toprakları” olarak tanımlanan topraklarda, yüksek krom konsantrasyonlarında toksiditeden bahsedilmektedir. Bu topraklar kromca, zengin olduğu gibi, Ni ve Co gibi ağır metaller bakımından da zengindir. Pek çok toprakta Cr genellikle iz düzeylerde sınırlanırken bu tür serpantin topraklarda Cr 46 000 ppm düzeyine ulaşmaktadır. Ancak krom bütününe çok küçük bir kısmı (% 0.006-0.28 i) çözünebilir.

Bitki bünyesinde Cr mobilitesi ekstrem derecede düşüktür. Bundan dolayı, alındığı yerde kalmaktadır. Turner ve Rust (1971),  $K_2CrO_4$  ilavesinden sonra kromun  $Cr^{+6}$  olarak alındığını belirtmektedirler. Bu özellik Cr kapsayan çamurların kullanılması halinde bile, Cr sorununun topraklarda olmayışının ana nedenini oluşturmaktadır. pH ve redoks potansiyeli birçok toprakta  $Cr^{+6}$  nın  $Cr^{+3}$ e indirgenmesine etkili olmakta ve zayıf çözünürlükteki  $Cr(OH)_3$  oluşmaktadır. Bazı araştırmacılar çeltik bitkisi ile yaptıkları araştırmalarda  $Cr^{+3}$  iyonunun da alındığını, fakat bunun  $Cr^{+6}$  iyonundan çok daha düşük düzeyde olduğunu ispatlamışlardır.

#### 7.7.2.5. Bakır (Cu)

Çok çeşitli kullanım alanları olan bakır, çevreye endüstri tozları, fungusidler, maden zenginleştirme ve atık suları ile bırakılmaktadır. Tarımsal amaçlar ile  $CuSO_4$  patates ve meyvelere fungusid olarak kullanılmaktadır. Yine aynı formdaki bakır kümes hayvanlarının beslenmesinde besin etkinliğini arttırmak amacı ile bir katkı maddesi olarak kullanılmaktadır. Bu türlü katkı ile besinlerdeki Cu düzeyi 250 ppm'i aşabilmektedir. Yemlerine Cu ilave edilen domuzların dışkılarındaki Cu düzeyinin 750 ppm in üzerinde olduğu belirtilmektedir. Bu dışkıların arazi üzerinde aşırı oranlarda biriktirilmesi veya uygun azotlu gübreleme düzeylerinde araziye verilmesi bile toprakta bakır birikmesine neden olabilmektedir.

Toprakların yüksek bakır içeriğinin topraktaki diğer mikrobesein maddelerinin bitkiler tarafından alımına etkisi iyi bilinmektedir. Yüksek bakır düzeyleri özellikle tipik klorozu ile beliren demir eksikliğine neden olmaktadır. Benzer şekilde Cu ve Zn arasında da antagonistik etki gözlenmiştir. Cu ve Mo arasındaki interaksiyonlar ise hem insan hem de hayvan beslenmesi için önemlidir. Örneğin, ortamdaki Cu fazlalığı, Mo alımını engellediği gibi, molibdenin yaygın bulunuşu da Cu noksanlığına neden olmaktadır.

Bakırın yüksek düzeyleri mikroorganizmalar için toksiktir. Bu özelliğe dayanarak mikrobiyal kökenli hastalıkların kontrolünde 1882 yılından itibaren "Bordo spreyi" ( $\text{CuSO}_4$ ) fungusid olarak kullanılmaya başlanmıştır. Yine aynı nedene dayanarak, hayvan dışkılarında yüksek bakır bulunuşu bu dışkılardaki organik bileşiklerin toprakta biyolojik ayrışmasını önemli düzeyde etkilemektedir. Chumbley (1971) kentsel atık suların araziye verilmesi halinde değişik metallere oluşturacakları toksiditenin göreceli belirtisi olarak kullanılabilecek "Çinko Ekivalan Faktör" ürünü geliştirmiştir. Çok genel olarak denilebilir ki bakır yaklaşık olarak bitkilere çinkonun olduğundan 2 kat, nikel ise 8 kat daha toksiktir.

$$\text{Zn Faktör (ppm)} = 1 \times \text{Zn ppm} + 2 \times \text{ppm Cu} + 8 \times \text{ppm Ni}$$

Bu faktör kaba bir toksidite göstergesi olarak kullanılabilirse de akılda tutulmalıdır ki gerçek toksidite ve tolerans, organik madde, fosfat düzeyi ve pH gibi Cu veya Ni e karşı çinkonun gerçek alınabilirliğini tayin eden nedenlere bağlıdır.

Bitki gelişimi ile ilgili olarak, toprak çözeltisindeki Cu konsantrasyonunun 0.1 ppm'i aştığı takdirde ters etkiye bulunacağı belirtilmektedir.

İçme suyu standartlarına göre insan tüketimi amacı ile kullanılan içme suyundaki Cu düzeyi maksimum 1 ppm in altında olmalıdır (0.02 mg/l standart). Çift tırnaklılardan özellikle koyunlar, yüksek bakır düzeyine duyarlı olup, besinlerdeki 20 ppm üzerindeki Cu in toksik etki yaptığı belirtilmektedir.

Toprakların normal Cu içerikleri 2-100 ppm sınırları arasında değişmekte olup, ortalama 20 ppm dir. pH ve oksijen basıncına göre, genellikle pek çok topraklarda hakim iyonik bakır formu, iki değerli katyon şeklinde olanıdır. Bakırın toprakta hareketliliği ve taşınması hatta saf kuvars üzerinde bile adsorbe olduğu rapor edilmektedir. Bu bağlanmanın sonucu olarak bakırın siltli ve killi topraklarda aşağı doğru hareketi hemen hemen önemsizdir. Hatta kumlu topraklarda bile bu tür bir hareket çok azdır. Peat toprakların, bakır fiksasyon yetenekleri çok önemlidir. Bir asit peat toprağına 250 kg/ha Cu ilavesinden sonra 5 yıllık periyod içinde sadece % 0.2 sinin üst 5 cm lik tabakadan taşındığı saptanmıştır.

Cu fazlalığı nedeniyle toksisiteye önce yüksek miktarda Cu içeren mücadele ilaçlarının uygulandığı narenciye bahçelerinde ve bağlarda çokça rastlanmaktadır. Bu tür toksik düzeyde Cu içeren topraklarda, citra-EDTA yöntemi ile saptanan Cu 50 ppm, toplam Cu 100 ppm ve bitki kuru maddesindeki Cu 100 ppm düzeyinde bulunmaktadır.

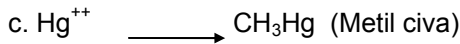
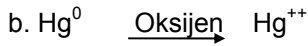
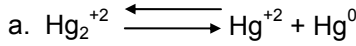
### 7.7.2.6. Civa (Hg)

Bu element çeşitli plastiklerin üretiminde katalizör olarak, klor ve kostik sodanın elektrolizinde yüzücü elektrot olarak ve çeşitli ölçü ve kontrol enstrümanlarında yaygın olarak kullanılmaktadır.

Bu elementin buharları ve bütün bileşikleri zehirlidir. Civanın tarımsal kullanımı, esasen fungisid şeklinde olup toplam endüstriyel kullanımının % 5 i kadardır. Odunların mantar hastalıklarından korunması amacı ile civalı fungisidlerin kullanılmasından dolayı karton ve kağıt endüstri ürünleri iz miktarlarda civa içermektedirler.

Çevreye yayılan civanın en önemli kaynakları tarımda kullanılan fungisidler ile metalik civanın buharlaşmasından oluşan atmosferik kontaminasyondur. Kömür ve yağların yanması çevredeki en önemli hava kaynaklı Hg emisyonlarıdır. Ayrıca Hg içeren kaya ve minerallerin fiziksel ve kimyasal ayrışması sonucu okyanuslara karışan doğal yıllık civa deşarjı 230 ton kadardır.

Civanın zararlı etkileri, özellikle 1950 lerin Japonya'sında Minimata felaketini takiben dikkati çekmiştir. İsvçli araştırmacılar da "Çevre" ye katılan civanın davranışları üzerine özel dikkat sarfetmektedirler. Civa toprakta, çözünmeyen ve yaşayan organizmalarca alınırılığı düşük anorganik formlardan, kolaylıkla asimile olabilen formlara dönüşmektedir. En önemli ve mikrobiyal olmayan karakterli reaksiyonlardan biri olan oksidasyon-redüksiyon reaksiyonları sonucu iki değerli ve metalik civa ortamda oluşmaktadır.



Değişik civa bileşiklerinin zehirlilikleri büyük farklılık göstermektedir. Fenil civa gibi aromatik civa bileşikleri ve metoksi etil civa gibi alkoxyalkyl-Hg bileşikleri en az düzeyde zehirlidir. Bunları anorganik civa tuzları ve metalik civa (Hg) takibeder. Metil ve etil civa gibi alkil bileşikleri en tehlikelileridir. Tehlikeleri toksidite yanında yağlarda yüksek çözünürlük ve yüksek stabilitelerinden ileri gelmektedir. Bu özelliklerin birlikte etkisi sonucu, bu maddeler kolaylıkla insan ve hayvan dokusuna girer ve sonuçta oksijen teminindeki mekanizmayı bloke

edici şekilde, aktivite gösterirler. Katyonik civa formları toprak bileşikleri tarafından kolaylıkla adsorbe edilirler. Fosfat, karbonat ve sülfat şeklinde ve çözünürlüğü düşük formlar halinde immobilizasyon diğer bir mekanizma olup toprakta bir diğer yere taşınmayı önler. Sülfat redükte eden mikroorganizmaların varlığı halinde, metalik civadan çözünürlüğü çok az olan HgS oluşur.

$HgCl_3^-$  ve  $GgCl_4^{-2}$  gibi anyonik civa türleri, toprakta fosfat iyonları ile karşılaştırıldığı zaman adsorbe edilebilirler. Bu olayda kil minerallerinin kenar yüzeyleri ile demir oksit ve hidroksitlerin pozitif yükleri hakim rol oynarlar.  $HgCl_2$  ve  $Hg_2Cl_4$  gibi moleküller civa bileşikleri Mn ve Fe hidroksitler tarafından tutulurlar.

Yukarıda belirtilen şekillerde tutulan veya suda çözünmeyen bileşikler haline gelen civa, bitkiler tarafından alınamaz durumdadır. Ancak bu bileşiklerin sonradan tekrar metalik civaya redükte olma imkanı vardır. Böylelikle Hg'nin buharlaşması ve çevre içinde hareketi mümkün olabilir. Gilmour ve Miller (1973) in belirttikleri gibi buharlaşma toprak sisteminden civanın uzaklaşmasının tek yoludur. Bu bileşikler metil civa şekline dönüşmedikçe bitkiler tarafından çabuk bir şekilde adsorbe edilmezler. Bu elementin organik madde ile kuvvetli şelat bağları oluşturduğu da bilinmektedir.

#### 7.7.2.7. Kurşun (Pb)

Kurşunun çoğunluğu otomobil endüstrisinde kullanılmaktadır. Batarya ve benzin katkısı olarak kullanılan tetraetil ve tetrametil kurşunun önemli kaynakları olarak belirtilebilir. Daha az düzeyde tarımda kurşun içeren pestisidlerin uygulanması da sorun kaynaklarından biridir.

ABD de endüstriyel kurşun tüketiminin değişik kategorilerde dağılımı Çizelge 7.14'de gösterilmiştir.

**Çizelge 7.14.** ABD'de endüstriyel Pb tüketiminin % dağılımı

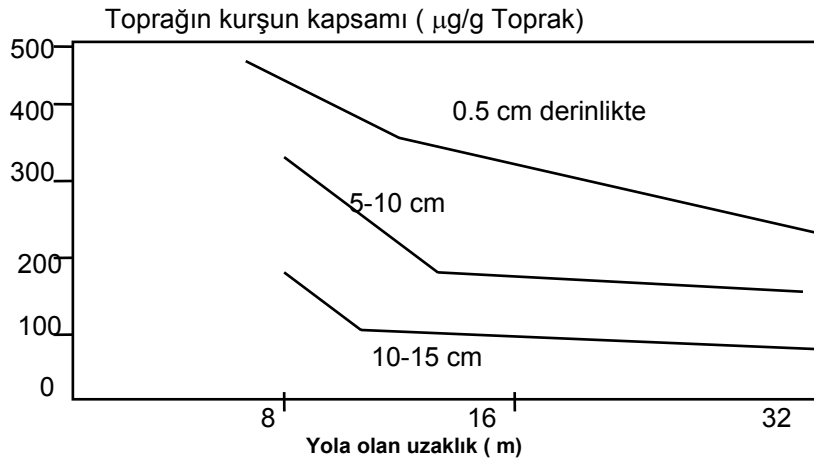
Endüstri Alanı	% Dağılımı
Akümülatör ve pil sanayii	37
Benzin katkı maddesi	23
Metal ürünler	19
Cephane malzemeleri	7

Lehim	6
Boyalar	4
Alaşımlar	4

Topraklarda oluşan kurşun kirlenmesi, benzinin yanması sonucu, atmosferde oluşmuş Pb nedeniyledir. Bu atmosfer oluşumlu kaynağın 3nemi, b3y3k karayolları ile b3l3nen arazilerdeki bitki ve topraklarda kurşunun 3nemli d3zeyde konsantrasyonlarda bulunması ile doğrulanmaktadır. 3rneğin Los Angeles metropoliten alanındaki yollar boyunca toprakların Pb d3zeylerinin 2400 ppm e ulaştığı bildirilmektedir. Normal topraklarda bu miktar 5-100 ppm sınırları arasında değişmektedir. Topraklara toz ve yağışlar yolu ile ilave olan Pb miktarı 0.18-4.80 mg/m<sup>2</sup>/g3n d3zeyine ulaşmıştır. Şekil 7.22'de, ekspres yollar civarındaki topraklarda Pb birikmesi şematik olarak g3sterilmektedir.

Pb toprakta kuvvetle bağlandığından immobil halde 3st horizontda birikmekte ve alt katlara yıkanmamaktadır. Kısım kolay 3z3n3rl3đe sahip Pb-tuzları toprakta zor 3z3nen bileşiklere d3n3şmektedir. 3rneğin PbCl<sub>2</sub> (3z3n3rl3đ3 % 0.97) 3z3n3rl3đ3 2.5 mg/l olan PbSO<sub>4</sub>, veya y3ksek stabiliteye sahip organik Pb komplekslerine d3n3şmektedir.

Kurşun kirlenmesi olmamış b3lgelerdeki bitkilerin Pb i3erikleri 3oğunlukla 10 ppm d3zeyindedir. Yapılan araştırmalarda besin 3zeltisindeki Pb konsantrasyonunun artışı ile bitkilerin Pb i3erikleri 300 ppm d3zeylerine



**Şekil 7.22.** Topraktaki Pb birikiminde "Konsantrasyon-mesafe" ilişkisi

ulaşmaktadır. Pb kapsamı yüksek topraklarda yetişen bitkilerin Pb kapsamının da yüksek olduğu saptanmıştır. Atmosferde yüksek Pb miktarları saptandığı durumlarda, bitkilerin toprak üstü kısımlarında da Pb miktarının önemli düzeyde arttığı saptanmıştır. Kurşun kirlenmesi fazla olan bitkiler, sığırlarda ölümlere neden olmaktadır.

Yem kuru maddesindeki miktar 50 ppm üzerinde bulunduğu durumlarda, sığır kanında delta-aminolevulin, asid-dehidraze ölçümleri ile saptandığına göre, kırmızı kan renk maddesi olan enzim oluşumu zarar görmektedir. İnsanlar beslenme yolu ile günde 0.3 mg kadar bünyelerine Pb almaktadırlar. Bunun bir kısmı kemiklerde birikmektedir. İnsanların hava, besin maddeleri ve içme suyu yolu ile günlük Pb-alımlarının 0.3-0.6 mg olduğu tahmin edilmektedir. Katı besin maddeleri yoluyla günlük olarak bünyeye giren Pb miktarının 600 µg değerini aşmaması gerektiği belirtilmektedir. Bu nedenle bitkilerdeki kurşun miktarı ve bitkilerin Pb alımının insan sağlığı için doğrudan önemi ortaya çıkmaktadır. Bazı bitki türleri için Pb toksidite düzeyi oldukça yüksektir. Bu tür bitkiler sağlıklı göründükleri ve zehirlenme semptomları göstermediklerinden, insan tüketiminde tehlikeler yaratabilirler. Alloway turplarda kök kısımlarında 498 ppm ve üst kısımlarda 136 ppm Pb içeriği olduğunu belirtmektedir. Bazı araştırmacılar da yulaf ve marulun toleranslı olduklarını belirtmektedirler.

Topraklardaki kurşunun kimyası hakkında bilinenler fazla değildir. Çevrede kirlenici olarak ana rol oynayan eksoz gazlarından kurşun çözünür. PbClBr (Pb-klorobromid) olarak yayılır. Singer ve Hanson (1969) aşırı kurşun düzeyinin tehlikelerinin, toprakta depolandıktan sonra PbCO<sub>3</sub>, Pb<sub>3</sub>, (PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> ve daha az olarak PbSO<sub>4</sub> şeklindeki zor çözünen bileşikler haline dönüşerek azaldığını belirtmişlerdir. Bu bileşiklerin oluşması nedeniyle, kurşunun iki değerli katyon olarak bulunuşu halindeki adsorpsiyonu toprakta bu elementin çok düşük düzeyde yer değiştirmesine etken olur. Pb nin özellikle çözünürlüğü az formlara dönüşmesi nedeni ile alt katlara yıkanması çok önemsiz düzeydedir. Lindsay (1973) tanımlandığı gibi yüksek pH lı topraklarda fikse edilen kurşun, ortam asitleştiği taktirde serbest kalabilmektedir.

#### **7.7.2.8. Selenyum (Se)**

Selenyumun ana kullanım alanı elektronik ve elektrik endüstrisidir. Ayrıca boya ve kozmetik sanayisinde de kullanılmaktadır. Toprakların Se kapsamı genellikle 0.1-1.6 ppm düzeyindedir. Topraklarda bulunması muhtemel Se formları Geering (1968) tarafından tanımlanmıştır. Çeşitli oksidasyon kademelerindeki Se formları şunlardır:



- +6 değerlikli olarak selenatlar şeklinde, örneğin  $K_2SeO_4$
- +4 değerlikli olarak selenitler şeklinde, örneğin  $K_2SeO_3$
- 0 değerlikli olarak elementel şeklinde, örneğin  $Se^0$
- -2 değerlikli olarak elementel şeklinde, örneğin  $H_2Se$  ve  $CuSe$

Bu değişik formların bulunuşu, öncelikle toprağın redoks potansiyelinin etkisi altındadır. Toprak çözültisindeki konsantrasyonları Se bileşiklerinin çözünlüğüne ve sistemin pH sına bağlıdır.

Selenyum bazı bitki türleri için gerekli bir elementtir. Bu element bitkiler tarafından selenat ( $SeO_4^{2-}$ ) olarak (sülfata benzer şekilde alınır. Bu element hayvanlar için ise hayatsal bir önem taşımaktadır. Yeni Zelanda ve Kuzey Amerika'nın ılıman kuşağındaki hayvanlarda Se noksanlığı (topraklardaki Se miktarı 0.1 ppm den az) İrlanda'da ise toksik etkileri saptanmıştır. Bu toksik etki sadece bozuk drenaj koşullarına sahip topraklardaki suda çözünebilir ve bitkilerce alınabilir Se un yüksek miktarından değil, aynı zamanda Astragalus gibi yüksek Se biriktirme yeteneğindeki bitkilerin varlığı ile de ilgilidir. Bu bitkilerin Se kapsamı 1500 ppm civarında olabilir. Topraklardaki tolere edilebilir Se düzeyi 10 ppm in altındadır.

Besi hayvanlarında (sığır ve koyun gibi) yem rasyonlarındaki Se düzeyi 50-100 ppb den düşük olduğu takdirde Se eksikliği görülmektedir (Se eksikliği İngilizce WMD (White Muscle Disease) olarak tanımlanan bir adele hastalığına neden olmakta ve deformasyon meydana gelmektedir). Bu etkileri yanında Se un vitamin E ile ilgili tam açıklığa kavuşturulamamış ilişkisi de vardır. WMD hastalığı yemlerdeki Se un 0.03-0.1 ppm in altında bulunması halinde belirlemekte, diyetdeki Se konsantrasyonu 5 ppm i aştığı takdirde de toksidite görülmektedir.

Aritma çamurlarındaki Se konsantrasyonu genellikle düşük düzeyde bulunmaktadır. Bu nedenle ppm düzeyinde se içeren çamurların sık sık arazide depolanması hariç, bu elementin birikme sonucu bir zarar oluşturma ihtimali zayıftır.

#### 7.7.2.9. Vanadyum (V)

Vanadyum çelik sanayinde ve demir içermeyen alaşımların yapımında kullanılır. Ayrıca çeşitli fotoğraf developman çözültülerinde katalizör olarak ve boya, vernik sanayinde kullanılmaktadır.

Çok kesin olarak ispatlanmamış olmasına rağmen vanadyumun bitkiler için gerekli olduğu ve küçük miktarlarda bu elementin bitki gelişmesi üzerine

yararlı etki yaptığı belirtilmektedir. Vanadyumun etkisi özellikle bitki azot beslenmesinde önemi olan mikroorganizmaların gelişmesi için gerekli olmakta ve artan azot miktarı ile kendini göstermektedir. Vanadyumun bitkiler üzerine olan toksik etkisi de tanımlanmıştır. Toksidite bitki türüne ve vanadyum formuna bağlı olarak 0.5-1 ppm düzeyindeki konsantrasyonlarda başlamaktadır. Hopkins ve Mohr (1971) un belirttikleri gibi vanadyum hayvanlardaki kan kolesterol düzeyini kontrol altında tutan önemli bir faktördür. Bu durum aynı şekilde insanlar içinde geçerlidir. İnsanlar ve hayvanlar için toksidite düzeyi 5 ppm ve üzerindeki konsantrasyonlarda olmaktadır.

Vanadyumun topraktaki davranış ve özellikleri henüz araştırılmamıştır. Hiç şüphesiz bu elementin toprakta göstereceği davranışlar onun kimyasal şekli ile yakından ilgili olacaktır. Vanadyumun 4 oksidasyon durumu bilinmektedir.

- +5 değerli vanadatlar,  $VO_3$ , örneğin  $NH_4VO_3$ ,
- +4 değerli vanadyl,  $VO_2^2$ , örneğin  $VOCl_3$ ,  $VOSO_4$ ,
- +3 değerli  $V_3$ , örneğin  $VCl_3$ ,  $VOCl$ ,
- Değerli  $V_2$ , örneğin  $VCl_2$ ,  $VSO_4$ .

Bu formlardan herbiri toprağın redoks potansiyeline karşı toprakta bulunur. Normal koşullar altında V toprakta katyon halinde bulunur.

#### 7.7.2.10. Çinko (Zn)

Metal kaplama ve alaşımlarında kullanılan çok önemli bir element olan çinko, yoğun endüstri alanlarından bırakılan atık suları, kanalizasyon suları ve asitli yağışların çinko içeren materyal üzerine yapmış olduğu aşındırıcı etki sonucu, çevrede konsantrasyonu artan ve toksik düzeylere ulaşan bir iz elementtir. Çinko ayrıca mürekkep, kopya kağıtları, kosmetik, boya, lastik ve muşamba sanayinde geniş ölçüde kullanılmaktadır. Maden ergitme gibi spesifik endüstrilerin de doğrudan Zn-kirletici kaynağı olarak ortaya çıktığı şüphesizdir.

Gerçekte Zn hayvanlar ve bitkiler için temel bir elementtir. Hayvan metabolizmasında değişik bir seri enzimin yapısında yer almakta ve eksikliği halinde yetersiz enzim aktivitesi ile karşılaşmaktadır. Aynı şekilde bitki gelişmesi için Zn önemli olup hidrogenaz ve peptidaz gibi enzimlerin aktivatörüdür.

Toprakların çinko kapsamaları 10-300 ppm arasında değişmekte olup bunun alınabilir kısmı 3.6-5.5 ppm (% 12-18) kadardır. Toprak profili içinde

düzensiz olarak yayılan çinko, genelde kolay ekstrakte edilebilir. Zn içeriği bakımından üst toprak katında alt horizonlardakinden daha fazladır.

Çinko toksiditesi şayet yüksek konsantrasyonlarda bulunursa ortaya çıkmaktadır. Katı atıklar ve arıtma çamurları özellikle çok yüksek Zn kapsamına sahip olup (50 000 ppm den fazla) bu tür materyalin araziye verilmesi veya depolanması halinde topraklarda Zn akümüasyonu ve toksik belirtiler görülmektedir. Çinko toksiditesi genellikle bitkilerde diğer Fe ve P gibi mutlak gerekli elementlerin alımlarında interaksiyonlara neden olması ile belirmektedir. Chapman (1966) a göre pek çok bitki türlerinde çinko eksikliği belirtileri 20-25 ppm in altındaki çinko düzeylerinde başlamaktadır. Toksik düzey ise 400 ppm veya daha yüksek konsantrasyonlardır. Bitkilerin Zn kapsamı 10-1000 ppm arasında değişmektedir. Hayvanlardaki Zn toksiditesi besi yemlerindeki Zn düzeyi 1000 ppm i aştığı takdirde başlamaktadır. Bitkilerin çoğu yüksek Zn düzeylerinden fena halde zarar görmektedir. Toksiditye karşı olan bu yüksek duyarlılık, hayvanların beslenme zincirindeki Zn birikmesine karşı otomatik olarak korumaya hizmet etmektedir.

Chaney (1973) in işaret ettiği gibi çinkonun toksik düzeyleri, Cu ve Ni'e benzer şekilde, toprakta Zn alınabilirliğini kontrol eden çeşitli nedenlere kuvvetle bağlıdır. Bu nedenler çeşitli topraklar için çok farklı olabilir. Zn alınabilirliğini kontrol eden bu ana nedenlerden birisi toprak pH sıdır. Aynı düzeylerde Zn ilavesi ile ürün miktarında azalma ve pazı yapraklarında Zn içeriği, pH 5.3 te 6.4 tekinden çok daha fazladır Leeper (1971). Topraklara maksimum toksik metal ilavesinin, katyon değişim kapasitesinin % 5 i kadar olması dikkati çekmektedir. Chaney (1971) bu değer nedeni ile, konu edilen yüzdenin pH nın ani bir şekilde 6.5 in altına düştüğü taktirde zararlı olabileceğini, pH 6.5 te toksik metal ilavesinin katyon değişim kapasitesinin % 5 ine eşit olan Zn ekivalen faktörünü aşmamasını tavsiye etmektedir. Bu durum toprakların toksik metal kirlenmesinden korunması amacı ile çok sayıdaki arıtma çamurlarının gerçekten küçük miktarlarda katılmasına müsaade edecektir.

Zn topraklarda çoğunluk iki değerli katyon olarak bulanmakta ve böylelikle kil ve organik madde gibi adsorpsiyon kompleksleri üzerinde adsorbe olabilmektedir. Lindsay (1973) topraktaki hakim Zn türlerini pH 7.7 nin altında  $Zn^{+2}$  ve yüksek pH değerlerinde nötral çinko hidroksit ( $Zn(OH)_2$ ) olarak tanımlamıştır. pH nın Zn çözünürlüğüne etkisi büyük olup denge şartlarındaki çözeltilerde Zn aktivitesi her bir pH ünitesi artışına karşılık 100 kez azalmaktadır. Asit topraklarda  $CaCO_3$  uygulaması ile Zn toksiditesi azaltabilmektedir.

#### **7.7.2.11. Molibden (Mo)**

Molibden çelik ve alaşım üretiminde, pigment, elektronik tüp ve yağlama materyalinin üretiminde kullanıldığı gibi, bir mikrobesein maddesi olması nedeniyle tarımda gübre olarak kullanılmaktadır.

Mo eksikliği çok iyi bilindiği gibi, bitkisel üretimin azalmasına neden olmaktadır. Azot asimilasyonunda olduğu şekilde spesifik enzim aktivitesi Mo e atfedilir. Örneğin nitrat redüktaze ve nitrogenaz enzimleri Mo içerirler. Nitrat redüktaze enzimi nitrat asimilasyonu için, nitrogenaz enzimi ise elementel azotun  $NH_3$  şeklinde fikse edilmesinde temel rol oynarlar. Molibdenin bitkiler tarafından alınabilirliği bazı nedenlerden dolayı kuvvetli etkilenir. Molibdenin diğer elementler ile antagonistik interaksyonları literatürde detaylı olarak tanımlanmıştır. Bu elementin bitkiler tarafından alımı P ve S tarafından engellenebilir. Mo'in kendisi de Fe alımı üzerine antagonistik etki yapmaktadır.

Hayvan diyetlerinde ve muhtemelen insan beslenmesinde Mo, xanthine oksidaz ve aldehid oksidaz gibi molibdoproteinlerin teşkili için gereklidir. Molibdenozis olarak bilinen hastalık fazla Mo alımı ile oluşan toksik etkidir. Bu hastalık Mo-Cu dengesinin oluşturulması ile düzeltilebilir. Geviş getiren hayvanlar molibdenozis'e monogastrik hayvanlardan çok daha hassastır.

Bitkilerin normal Mo düzeyleri kuru maddede 0.1 ppm civarındadır. Azot asimilasyonundaki fonksiyonundan dolayı, baklagiller için bu değer daha yüksektir (0.3-0.5 ppm). Mo toksidite belirtileri bitkilerdeki Mo kapsamı kuru maddede 200-300 ppm i geçince oluşmaktadır. Toprakların toplam Mo içerikleri genellikle 1-5 ppm sınırları arasında değişir.

Mo'in topraktaki kimyası oldukça karışıktır. Katyonik formları sadece pH 1.0 altındaki düzeylerde bulunur. Bu demektir ki topraklarda sadece molibdatlar şeklinde anyonik bileşikler bulunur. Molibdat iyonlarının değerlilikleri pH ya kuvvetle bağlıdır. pH 2.5 in altında dissosiye olmamış  $H_2MoO_4$  formları baskındır. 2.5 ile 4.5 arasında  $H_2MoO_4$  ve  $HMoO_4^-$  karışık olarak bulunur. 5.0 in üstündeki pH larda  $MoO_4^{2-}$  iyonları baskındır. Yüksek konsantrasyonlardaki çözeltide Mo, polimerler şeklinde olabilir. Konsantrasyon  $10^{-4}$  moların altında kaldığı sürece polimer oluşum oluşmaz. Normal toprak koşulları altında  $2-8 \times 10^{-8}$  molar sınırları içindeki Mo konsantrasyonlarına kadar, bütün pratik amaçlar için polimer oluşumu dikkat dışı bırakılabileceği rapor edilmektedir. Monomerik molibdik asidin bir seri tuzlarının topraklarda bulunduğu bilinmektedir. Bunlardan önemlileri  $CaMoO_4$ , ferrik molibdat  $Fe_2(MoO_4)_3$  sayılabilir. Lindsay (1973) molibdatların çözünürlüğü üzerine pH nın mutlak önemini işaret etmektedir. pH değerinin her bir ünite çoğalması ile kalsiyum molibdatın çözünürlüğü 100 katı kadar artmaktadır.

Normal toprak koşullarında Mo hakim şekilde bulunuşu anyon olup, pozitif yüklü adsorpsiyon yüzeyleri üzerinde tutulur. Bütün pozitif yüklü bileşiklerin adsorpsiyon yüzeyi olarak aktivite gösterebilmesine rağmen,

özellikle demir oksit ve hidroksitlerin molibdat adsorpsiyonunda en önemli yeri aldığı ve daha az olarak ta Al-oksitler, halloysit ve kaolinitlerin önemli olduğu belirtilmektedir.

Mo eksikliği özellikle düşük pH lı kumlu topraklarda veya aktif Fe kapsamı fazla olan podzol topraklar ile yüksek moor topraklarda görülmektedir.

Hayvanlarda molibden toksiditesi şayet yemlerdeki Mo içeriği 15 ppm i aşarsa ortaya çıkmaktadır.

#### 7.7.2.12. Nikel (Ni)

Nikelin en önemli kullanım alanları çelik ve alaşım üretimidir. Ayrıca boya pigmentleri, kozmetik, makine parçaları, pil ve elektrik endüstrisinde de kullanılır. Lagerwerf ve Specht (1970) trafik hatları boyunca mesafeye bağlı olarak, topraklarda değişen miktarlardaki Ni varlığını, nikelleşmiş benzinin kullanımı ile açıklamışlardır.

Kimyasal olarak kobalt ile çok yakındır. Fizyolojik etkisi kobaltinkine benzer. Yüksek miktarda Ni toksit etkisi yapar. Besin maddesinin çoğunun alınmasını önler. Kök tahribatı yapar. Kireçlemek süreti ile Ni tahribatı durdurulmuştur.

Normal topraklarda bitkilerdeki Ni miktarı 0.1-5 ppm civarındadır. Toprakta bulunan Ni'in toplam tolere edilebilecek miktarı (mg/kg) .

Sık Sık rastlanan : 10-50  
Dağılım .....:1-100  
Toprak toleransı: 100 (mg/kg)

Sulama suları için nikel toleransları mg/l olarak:

- Her türlü topraklarda devamlı olarak uygulanan sulama suları Ni tolerans sınırı: 0.5
- İyi kaliteli topraklarda kısa süreli ( 20 yıl ) uygulanan sulama suları 2.0 mg/l dir.

Bitki gelişmesinde Ni rolü iyi bilinmemektedir. Genellikle bitkilerde bulunmakla birlikte bu elementin mutlak gerekli olup olmadığı henüz araştırılmamıştır. İskoçya'da olduğu gibi ultrabazik taşlar ile olivin ve serpantin içeren taşlar da Ni bitkilere yararlı ve yüksek düzeyde bulunur. Nikelin toksik etkisi 100 ppm i aştığı takdirde ortaya çıkmaktadır.

Kümes hayvanlarının erken dönemlerinde Ni 'in büyüme ve gelişme için önemli olduğu gösterilmiştir. Atıkların depolanması sonucu Ni uygulaması yolu ile toprakta Ni bulunduğu takdirde , bitkiler tarafından kolayca alındığı bir gerçektir. Nikelin bitkilere hayli toksik bir element olduğu önceki konularda belirtilen Zn ekivalen faktörü ile tanımlanmış ve bu faktörün belirttiği gibi Ni 'in, çinkodan 8 defa daha toksik etki oluşturduğu açıklanmıştır.

Normal koşullarda bitkilerin Ni kapsamları kuru madde üzerinden 1 ppm i aşmamaktadır. Toprakların Ni kapsamları 5 ile 500 ppm arasında değişmektedir. İki değerli katyon olarak toprak kompleksi tarafından adsorbe olacağı beklenilmelidir. Normal koşullar altında adsorbe olan nikelin toplam miktarı, çözelti konsantrasyonunun düşük olması nedeni ile çok azdır. Bu serpantin topraklar için geçerli değildir. Zira bu tür topraklarda çözelti konsantrasyonundaki Ni miktarı 300-700 ppm aşabilir.

Yüksek dozda Ni kapsayan topraklardaki Ni-toksitesinin azalması fosfatların ilave edilmesi ile gözlenmiştir.  $Ni_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$  ve  $Ni_3(PO_4)_2 \cdot 2NiHPO_4$  gibi nikel fosfatların oluşumu, bunların düşük çözünürlüğü nedeni ile toprak çözeltisindeki konsantrasyonlarının azalmasına neden olur.

## 7.8. Azotun Neden Olduğu Çevre Kirlenmesi

Aşırı azotlu gübrelemenin tarımsal uygulamalarda ürün kalite ve miktarı üzerine ters etkiler yaptığı iyi bilinen olaylardandır, bundan dolayı normal ürün üretiminde genellikle aşırı miktarlarda gübre kullanılmasından kaçınılmaktadır.

Aşırı azotun etkilerini toprak verimliliği konuları geniş şekilde kapsamlarına aldıklarından, burada aynı konuya değinilmeyecektir. Ancak ürün hasılatının kalite ve kantitesi yönünden çeşitli atıkların kullanılma ve depolanması için gerekli limitler ve üst toprak katını terkederek drenaj suyuna karışan azotlu bileşiklerin artan konsantrasyonlarının etkileri tartışılacaktır.

Sulardaki istenmeyen azot konsantrasyonları hakkındaki devamlı endişe iki temele dayanmaktadır. Bunlar doğrudan sağlıkla ilgili olduğu kadar, ekolojik etkileri de kapsamaktadır. Nitrat azotunun sağlık bakımından zararlı olduğu bilinmektedir. Winton ve diğerlerinin (1971) tanımladıkları gibi küçük çocuklarda methemoglobin veya siyanoz'un nedeni günlük nitrat alımı ve içme sularındaki nitrat konsantrasyonudur. ABD ve Hollanda'da içme sularındaki nitrat konsantrasyonu miktarı standartlara göre 45 ve 100 mg/l, Türkiye'de ise

4.2 mg/l olarak maksimum müsaade edilebilir düzey şeklinde sınırlandırılmıştır. Besi hayvanları da yüksek nitrat azotu düzeylerinde bir seri hastalık belirtileri göstermektedirler, bunlar methemoglobin, vitamin A eksikliği, üreme güçlükleri, düşükler ve süt üretiminde azalmadır.

Sulardaki N konsantrasyonlarının artışı endişe duyulan ikinci temel nedenle ilgilidir. Ötrofikasyon (eutrophication) yani “ besin elementleri ile zenginleşme”, akvatik bitkilerin hızlı gelişmesine neden olmaktadır. Ötrofikasyonun bilinen en yaygın özelliği, fitoplanktonların çiçeklenmesine neden olmasıdır. Ovens ve Wood (1968) ötrofikasyona insan aktivitesi tarafından hızlandırılmış doğal bir olay olarak bakmaktadırlar. Bu tür aktivitelere örnek olarak yerleşim ve endüstriyel atık suları, yoğun gübreleme yapılan tarımsal alanlardan besin maddelerinin yıkanması, bitkilerin sulanmaları, yüzey akışlar sayılabilir.

Vollenweider (1971) su bünyesindeki P ve N miktarlarına bağlı olarak bir ötrofikasyon sınıflaması düzenlemiştir. Sınıflama Çizelge 7.15.'de görülmektedir.

Woldendorq (1972) P,C,N gibi besin elementlerinden herbiri için algal kültürlerin büyüme ve gelişmesindeki limit faktörleri tanımlamıştır. Genel olarak kabul edildiği gibi, algal çiçeklenmeye (populasyonuna) mani olmak için P konsantrasyonları 0.01 mg/l, N-konsantrasyonları 0.2-0.3 mg/l değerlerinin altında olmalıdır.

**Çizelge 7.15.** Sularda trofi düzeyleri

Sınıf	Konsantrasyon, mg/m <sup>3</sup> (ppm)	
	Toplam P	Anorganik P
1. Ultra oligotrofik	5	20
2. Oligo-mesotrofik	5-10	200-400
3. Meso-ötrofik	10-300	300-600
4. Ö-politrofik	30-100	500-1500
5. Politrofik	100	1500

### 7.8.1. Topraktaki aşırı N un kaynakları

Topraklara yağmur suyunun içerdiği nitrat (ışık enerjisi yolu ile N<sub>2</sub> oksidasyonu ve atmosfere karışan amonyum formlarının katalitik etkilerle havada nitratlaşması sonucu) ve bazı bakteri türleri tarafından asimile edilen N<sub>2</sub> şeklinde olan doğal N girişi hariç tutulacak olursa, tarım altındaki arazilerin düzenli azot kaynakları, azotlu gübre uygulamaları ve hayvansal gübrelerdir. Son yıllarda tarımda tercih edilen ve gerekli görülen azotlu gübre dozlarının

yüzey ve yeraltı sularında azot birikmesine neden olup olmadığı konusunda gittikçe artan bir tartışma görülmektedir. Welch (1972)'in işaret ettiği gibi, gübreler ile ne kadar fazla besin elementi ilave ediliyorsa, ürünle kaldırılarda o kadar fazla olmaktadır.

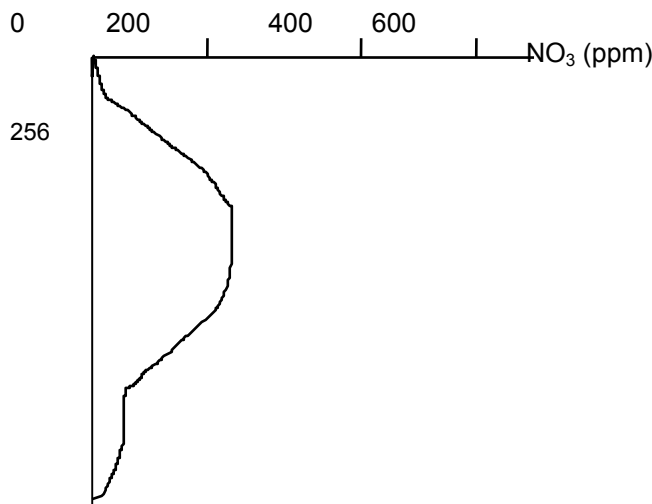
Aynı araştırmacının çalışmalarına göre ABD'de İllinois koşullarında 1940-1970 periyotlarında, azotun dahil olduğu ana gübreleme elementlerinin uygulamaları sonucu, üçüncü 10 yıllık dönemde, topraklara katılan besin elementlerinin ürünlerle kaldırılardan fazla olduğu görülmüştür.

Tarımsal alanlarda azot-ekosistem içinde olduğu gibi bir seri değişik formlar halinde bulunmaktadır. Bunlar;

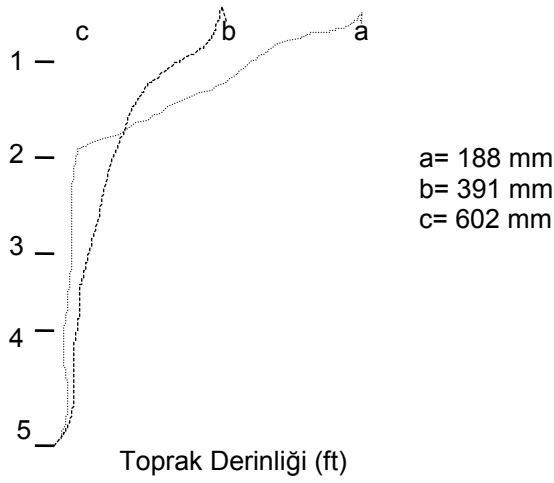
- Ürünlerin yaprak, gövde ve kök kısımlarındaki dokulara bağlı olarak,
- Toprak bileşikleri içinde organik veya anorganik formda,
- Bitki atıklarının çürümesinden sonuçlanan ve mikrobiyal dokuda immobil halde yer alan formlarda,
- Denitrifikasyonu izleyen atmosfere dönen  $N_2$  veya diazot oksit halinde vb olarak sayılabilir.

Bu son durum özellikle fazla suyun varlığında oluşan anaerobik koşulların baskın olduğu ortamın yarattığı bir özelliktir. Çevrenin azotla kirlenmesinde yıkanma ve yüzey akışları, toprak karakteristiklerine bağlı olduğu kadar, iklimsel ve coğrafi koşullara da bağlı olan ana nedenlerdir. Endüstriyel aktivitesi olan yörelerde çeşitli azot oksitlerin havaya emisyonu ve yağışlarla azot elde olmayan bir şekilde ve lokal olarak toprağa katılmasıyla bir zenginleşmeye neden olabilir. Heoft ve arkadaşları (1972) Wisconsin koşulları altında, azotun bu tanımlandığı şekli yoluyla ortalama olarak yılda hektarı 20 kg total N (13-30 kg/ha/yıl) un dahil olduğunu ölçmüşlerdir.

Topraklara katılan veya nitrifikasyon olayları sonucu ortaya çıkan nitrat iyonları, genellikle toprakta yüksek mobiliteye sahiptir. Diğer bir deyimle anyon olarak önemli bir adsorpsiyona uğramazlar. Aynı nedenden dolayı, taşıyıcı akıntılarla alt katlar yıkanılır. Bu sırada bitki kökleri tarafından besin iyonu olarak alınan nitratın bir kısmı yıkanmaktan korunur. Tipik bir nitrat yıkanma diyagramı Şekil 7.23.de gösterilmiştir. Diyagramdaki değişik hatlar, killi tınlı bir toprakta derinliğin bir fonksiyonu olarak nitrat azotu dağılımını göstermektedir. Azotun başlangıçtaki uygulama oranı hektara 2240 kg  $NaNO_3$  ve bunu takiben yağışlar 188 mm (a), 391 mm (b) ve 602 mm (c) dir.







**Şekil 7.23.** Çeşitli yağış düzeylerinde killi-tınlı bir toprakta derinliğin bir fonksiyonu olarak nitrat-N nun dağılımı

Kurvenin şekli ve konsantrasyonun pik verdiği yer, çoğunlukla varolan nitratın ve toprakta yıkmaya neden olan suyun miktarına bağlıdır. Sızma ve yüzey akışları ile kayıplar karşılaştırılacak olursa, toprağın yüzeyinde oluşan sel akışları, topraktan azot kaybına neden olan önemli bir olaydır. Her iki olayın yanısıra, özellikle sıvı uygulama sistemlerinde maksimum azot kaybına buharlaşma yolu ile ulaşıldığı gözlenmiştir.

Özet olarak belirtmek gerekirse, tarım alanlarından nitrat azotu sızma ve yüzey akış yolu ile yeraltı ve serbest su kaynaklarına karışmaktadır. Nitratın toprak tarafından tutulmaması nedeni ile kayıplar, sızan suyun miktarı ile ilgilidir. Bu amaçla yapılan lizimetre çalışmalarına göre gübrelenen bir tarımsal alanda, bitkinin gübreden aldığı azot miktarı ile yıkanan azot miktarları arasında ters bir ilişki bulunmaktadır. Toprağa uygulanan su miktarı arttıkça gübreden taban suyuna karışan azot miktarı artmakta ve buna bağlı olarak gübreden bitkiye gelen azot miktarı azalmaktadır. Yapılan tüm araştırmalar, topraktan ve gübrelerden olan azot yıkanmalarının tarım arazisine giren su miktarı ile orantılı olarak arttığını göstermektedir.

Sularda azot zenginleşmesine, aşırı dozda azotlu gübrelemenin etkisini araştırmak amacı ile Federal Almanya'da doğal koşullarda yürütölen bir araştırmada belirli bir gübre dozu hem ekili hem de ekilmeyen parsellere verilmiş ve daha sonra sızma sularında nitrat miktarları ölçölmüştür. İncelemelere göre, ekili parselde vejetasyonun henüz bulunmadığı veya zayıf olduğu kiş ve ilkbahar aylarında sızma suyu olmakla, ekili olmayan parselde ise

sızma suyu sürekli bulunmaktadır. Bu bulgulara göre bitki örtüsü olan topraktan oluşabilecek gelecek azotun kaybını transpirasyon azaltmaktadır. Ekili parsellerde 18 aylık periyotta azot kaybı en yüksek N uygulamasında 18 kg/ha olmasına karşılık işlenmemiş parsellerde 220 kg/ha a kadar yükselmiş, gübre verilmemiş parsellerde ise sızma sularında saptanan azot miktarı hektarda 126 kg düzeyinde olmuştur. Bu sonuçlara göre, gübre etkisinden daha ziyade tarım alanlarının boş bırakılması, yıkanma nedeni ile çevre kirliliğine neden olabilmektedir. Gübreler ile verilen azotun toprak, bitki ve iklim koşullarına bağlı olarak yaklaşık % 20-80 inin bitki tarafından alınabildiği, koşullara bağlı olarak ancak % 5 inin yıkanma yolu ile taban suyuna karıştığı belirtilmektedir. Geriye kalan N lu gübre ise denitrifikasyonla gaz halinde havaya karışmakta veya mikroorganizmalar tarafından biyolojik olarak bağlanmaktadır.

Yer altı suları ile yüzey sularında saptanan nitrat miktarları kullanılan gübrelerden ziyade daha önemli olarak mikroorganizmalar tarafından toprak organik maddesinin mineralizasyonu sonucu ortaya çıkan nitrate bağlı kalmakta, özellikle organik gübreler, kirli sular veya bunların arıtma çamurlarının uygulanması sulara karışan nitrat miktarını artırmaktadır. Azot kirlenmesinde mineralizasyon sonucu toprakta ortaya çıkan azot, kirlenmede % 55 lik bir pay ile ilk sırayı almaktadır.

Bu bilgilere karşılık, aşırı gübre kullanımı sonucu, insan ve hayvan metabolizması için zararlı bazı maddelerin miktarlarının bitkilerde arttığı ileri sürülmektedir. Bu konuda üzerinde en fazla durulan ve sağlık açısından zararlı etkileri tartışılan maddeler nitrit ve sekonder aminlerin bitki bünyesinde oluşturdukları nitroz ile azotlu gübreler arasında tam açıklığa kavuşturulmuş bir ilişki sahip olan nitrit ve nitratların gübrelemeler sonucu bitkilerde artış göstermesi bazı tereddütler oluşturmaktadır. Nitrat çok yüksek bir toksiditeye sahip olmakla birlikte, insanlarda vücut ağırlığının herbir kg'ı için 15-70 mg nitrat azotu sınır olarak değerlendirilmektedir. Bu konuda asıl dikkati çeken nitrittir. Aslında bitkilerde serbest nitrite rastlanılmamaktadır. Ancak bitkilerin hasadından sonraki dönemde bakteriyal ve enzimatik aktivite sonucu bitki bünyesindeki nitritler nitrate oranla daha toksik olup, vücut ağırlığının her bir kg ı için 20 mg nitrit azotu bünyede zehir etkisi göstermektedir. Bitkilerde nitrat birikimi üzerine uygulanan yüksek dozdaki azotlu gübrelerin etkisi olduğu ve daha ziyade yaprakları tüketilen marul ve ıspanak gibi bitkilerdeki nitrat birikiminin insan sağlığı bakımından olumsuz denemelerinden nitrat birikmesi üzerine ortaya çıkabilecek olumsuz gelişmelerin nedenlerinin doğrudan gübrelere veya gübre miktarlarına bağlanamayacağı ortaya çıkmaktadır. Gerçi nitratlı gübrelerin nitrat konsantrasyonuna etki bakımından amonyumlu gübrelere oranla daha etkili olduğu gübre düzeyinde yetişen bitkilerin bünyelerinde farklı nitrat konsantrasyonlarına da rastlanılmaktadır. Örneğin yaz

döneminde gübre verilmeden yetiştirilen bitkilerdeki nitrat miktarı, ilkbahar döneminde gübre verilerek yetiştirilen marul bitkisindeki nitrat konsantrasyonlarından fazla olabilmektedir. Bu araştırmaya paralel yürütülen çalışmalar ile bitkide N/P oranı büyüdükçe nitrat birikiminin fazlalaştığı, dengeli gübreleme koşullarında bitkide nitrat miktarının kontrol bitkileriyle aynı miktarda nitrat içerdikleri saptanmıştır. Diğer bir deyimle, yüksek ürün sağlayacak dengeli bir gübreleme ile aşırı düzeylerde nitrat veya dolaylı olarak nitrit birikiminin önleneyeceği belirtilmektedir.

### **7.9. Fosfatların Neden Olduğu Çevre Kirliliği**

Nitratla karşılaştırıldığında fosfatlar toprak profili içinde düşük hareketliliğe sahiptirler. Bu nedenle derin katlardaki taban suyunda fosfat zenginleşmesi, nitrat iyonlarında olduğu kadar fazla değildir. Topraklar özellikle fosfat iyonları için mükemmel bir filtre görevi yaparlar. Bunun nedeni fosfat iyonlarının adsorpsiyon yüzeyleri tarafından sıkı bir şekilde tutulmasının yanında, toprak pH sı ile ilgili olarak topraktaki Ca, Fe-Al gibi elementlerle çözünürlüğü az bileşikler oluşturmasıdır. Topraklarda mikroelement eksikliği aşırı fosfor düzeylerinin etkisi ile oluşabilir. Örneğin Zn-eksikliği belirtileri yüksek fosfor düzeyleri ile ilgili olabilir. Bir kural olarak topraktaki fosfatların ana kısmı düşük çözünürlükteki bileşikler olarak katı içinde bulunur. Topraktaki fosfatların aktivitesi bulunmakta olan total miktara bağımlı değildir. Fosfatların topraklarda zenginleştikten sonra çevreye diğer nedenlerle taşınmasının asıl sorumlusu erozyondur. Taşınan toprağın içerdiği N ve P, suların bu elementlerce zenginleşmesine büyük katkıda bulunmaktadır. Bu nedenlere bağlı olarak topraklarda fosfat birikimi sonucu P un kirletici olarak etkisi yüzey sularında fitoplanktonların aşırı gelişmesine yol açması ile ortaya çıkmasıdır.

### **7.10. Diğer Toprak Kirletici Kaynaklar**

Buraya kadar konu edilen kirlenme nedenlerinin yanısıra daha az yaygın, fakat olduğu yörede oldukça önemli sorunlar çıkarabilecek çeşitli kirletici kaynaklar da vardır. Bunlar arasında toprağa bulaşan yağ ve yağlı atıklar, gaz sızmaları, sağlığa uygun arazi doldurmaları (sanitary landfills) çeşitli katı atıkların oluşturacakları kirlilik yanında tarımsal toprakların kentsel ve endüstriyel tesislerce yerleşim amacı ile elden çıkması sayılabilir. Ayrıca nükleer bir kirlenme olması ihtimalinden de kuşku duyulmaktadır.

#### **7.10.1. Yağ döküntüleri, yağlı atık ve çamurlar**

Petrol yağlarının ticareti ve kullanılması nedeniyle toprak ve yüzey sularının yağlarla kirlenme potansiyeli büyüktür. Kontaminasyon, taşımalar sırasındaki kazalardan olduğu kadar yağlı atıkların bilinçli olarak elden çıkarılması yolu ile de meydana gelmektedir. Özellikle içme suyu temin edilen alanların yağ bulaşmasına karşı çok özenle korunmaları gerekmektedir. Ekstrem derecede düşük konsantrasyondaki yağ bileşikleri suyun koku ve tadı üzerine çok şiddetli olumsuz etki edebilmektedir.

Prensipte rafineri uygulamalarından oluşan yağlı atıkların bileşimleri ile ham yağ döküntüleri ve rafineri ürünleri arasında farklılık yoktur. Yağlı atıklar yakılarak giderilebilir, fakat yağ döküntü ve sızıntıları sonucu büyük miktarlarda yağ ile kirlenerek çamurlaşmış ve kirlenmiş toprakları yakıp kül etmek çok pahalıdır.

Toprak üzerinde yağ döküntülerinin belirmesini izleyen yağ kalıntılarının ayrışması olasıdır. Aerobik hidrokarbon ayrışması, anaerobik ayrışmadan çok daha hızlıdır. Böylelikle yağlı atıkların topraklara dağıtılmasından sonra oksijen kazanımı amacıyla toprakların işlenmesi önerilmektedir. Bu tip çamurların, uygulanan sahadaki üst toprak katı ile karıştırılmasından sonra değişik zamanlarda döner diskli karıştırıcılar ile karıştırılarak aerobik mikroorganizmaların O<sub>2</sub> gereksinimleri sağlanmalıdır.

Yağları ayrıştırma yeteneğindeki mikroorganizmalar iyi bir şekilde tanımlanmıştır. Özellikle **Arthrobacter**, **Corynebacterium**, **Flavobacterium**, **Nocardia** ve **Pseudomonas** türleri yukarıda belirtilen yetenekteki organizmalardır. Mikrobiyal sayımlara göre, organizma sayıları sıcaklığa bağlı olmaksızın dalgalanma göstermektedir. Yine de mikrobiyal aktivite, artan sıcaklıkla orantılı olarak önemli düzeyde yüksek ayrışma oluşturacak şekilde toprak sıcaklığından kuvvetli etkilenmektedir. Bu etki Şekil 7.24'de görülmektedir. Ayrışma, bu atıkları ayrıştırma yeteneğindeki mikroorganizmaları uygulama alanına aşılama ile hızlandırılabilir. Bu organizmalar eski bir yağ döküntü alanının toprağından izole edilebilir.

Ayrışma oranını etkileyen toprak sıcaklığı ve havalanma gibi etkenlerin yanında birkaç faktör daha bu olayları kontrolü altında tutmaktadır. Bunlardan biri toprağın besin maddeleri statüsüdür. Optimal mikrobiyal aktivite için C/N/P oranları, bu tür alanlara N ve P gübrelerinin katılmasıyla uygun duruma getirilebilir. Şekil 7.24'deki 1.2 ve 3 sırasıyla 1100, 550 ve 0 kg N /ha; 220, 110 ve 0 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha düzeylerini belirtmektedir. Yüksek gübreleme düzeyleri ile yağların ayrışma sürat ve miktarındaki artış deneysel olarak görülmüştür.

Aynı şekilde, yağın kimyasal bileşimi de onun ayrışması üzerine etki eder. İyi bilinmektedir ki aromatik bileşikler genellikle diğer hidrokarbonlardan

daha iyi bir şekilde etkiye uğramakta ve daha çabuk ayrışmaktadır. Parafin gruplarının uzun zincir hidrokarbonları en çabuk ayrışabilir gruplar olarak görülmektedir.

**Şekil 7.24.** Yağların toprakta ayrışma oranı üzerine sıcaklık ve gübrelemenin etkisi (Kincannon, 1972).

1= 1100 kg N /ha; 220 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> /ha  
2= 550 kg N/ha; 110 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> /ha  
3= 0 kg N/ha; 0 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> /ha

Yaklaşık % 80-90 metandan oluşan doğal gaz kaçakları civarındaki topraklara ve bitkilere bazı sorunlar yaratabilmektedir. Şehir şebekelerinde şehir veya maden gazından doğal gaz kullanımına dönüştürme, yüzey altı dağıtım sisteminin bulunduğu yerlerde yetişen ağaçlarda çeşitli zararlanmalar sık sık görülmektedir. Sistemdeki değişimden sonra, artan gaz basıncı ve kurşun-üstübü eklem yerlerinin kurummasının birlikte etkisi ile sızıntıların sayısı kuvvetle artış göstermektedir. Hollanda koşullarında şehir merkezindeki ağaçların yaklaşık % 60-90'ının total ölümü (şehir merkezlerindeki dağıtım sisteminin eski ve kaçakların fazla olması nedeni ile) gaz kaçaklarından kaynaklanmaktadır. Hoeks (1972) bu fenomenin tam bir tanımını yapmaktadır. Ona göre, mevcut gaz kaçakları yakınında bitkilerin zarar görmesi için birkaç neden olabilir. Örneğin düşük oksijen, yüksek karbondioksit, muhtemelen etilenin bulunması, redükte olmuş bileşiklerin toksik konsantrasyonları (örneğin Mn<sup>+2</sup>) gibi. Gaz sızıntılarının yakınındaki topraklardaki asıl gaz bileşikleri CH<sub>4</sub>, O<sub>2</sub> ve CO<sub>2</sub> olup bu durum ayrıca gazların dağılımındaki taşınma eşitliklerinin kullanılması ile bir çok durum için iyi bir şekilde tanımlanmıştır. Gazların bu tür dağılımlarına örnek

olarak verilen Şekil 7.25 'de, kış ve yaz koşullarında sıcaklığın etkisini izlemek mümkündür. Sıcaklığın etkisi ile gerek metan ve gerekse O<sub>2</sub> ve CO<sub>2</sub> dağılımında ve konsantrasyonunda değişiklikler olmaktadır. Topraklarda gaz kaçaklarının etrafında çeşitli, değişik bölgeler saptanabilmektedir. Bunlardan biri, toprakta sızıntıya çok yakın olan ve yüksek metan konsantrasyonu nedeni ile **anaerobik** olan bölgedir. Bunu **metan oksidasyon** bölgesi takip etmektedir. Hem oksijenin hem de metanın birlikte bulunması, metanın karbondioksit ve su ya oksidasyonuna izin verir. Sonucu bölge “ **oksijen geçit bölgesi**” olarak tanımlanan ve oksijenin etkilenmemiş toprak bölgesinden metan oksidasyon bölgesine geçmesine hizmet eden kısımdır.

10 cm

— Yaz koşulları  
— Kış koşulları

**Şekil 7.25.** Gaz sızıntılarının yakınındaki topraklarda asıl gaz bileşikleri (CH<sub>4</sub> , O<sub>2</sub> ve CO<sub>2</sub> ) dağılımları.

### 7.10.3. Hijyenik arazi doldurmaları

Artan nüfus yoğunluğundan dolayı, kentsel katı atıkların toplanma ve giderilmesi çok ciddi bir sorun haline gelmiştir. Giderilme konusu ile ilgili olarak çeşitli yaklaşımlar bulunabilir. Bu katı atıklar yakılıp kül haline getirilme, kompostlama ve arazide depolama yolu ile elden çıkarılabilir. Bunlardan sonuncusu halen en yaygın ve ekonomik olarak uygulanan yoldur. Kentsel katı atıkların Hollanda'da yaklaşık % 60'ı, ABD ise % 90'ı toprak üzerinde veya içinde depolanmaktadır.

Genel olarak, evlerden çıkan çöpler, ticari ve endüstriyel faaliyetler sonunda çıkan atıklar, madencilik ve tarımla ilgili çalışmalarda, su arıtma tesislerinde ortaya çıkan atık maddeler, katı atık olarak tanımlanmaktadır. İnsanların günlük aktiviteleri sonucunda oluşan ve akıcı olabilecek kadar sıvı içermeyen her türlü malzeme katı atıklar içinde incelenebilir.

Ülkemizde de çıkan katı atıklar miktarlarının yanısıra, bunların toplama ve taşıma araçlarına ait ilk yatırım, işletme ve bakım giderleri ve işçilik giderleri hızlı bir artış göstermektedir.

Ülkemizde yapılan bir araştırmaya göre, 1971 yılında mevcut 1040 belediyede, katı atıkların toplanma, taşınma ve zararsızlaştırılması için yılda ortalama olarak 150 106 TL harcanmıştır. Günümüz koşullarında bütün bu işlemler için yapılması gerekli mali harcamalar çok yüksek değerlere ulaşmaktadır. Örneğin bu miktar sadece Ankara için (1979 yılı geçerli olmak kaydı ile) 850 520 106 TL'ye ulaşmış bulunmaktadır.

Bütün dünya ülkelerinde gözlendiği gibi, ülkemizde de son yıllarda hızlı ve düzensiz kentleşme, tüketim eğilimlerinin artması ve yaşam koşullarında ortaya çıkan değişiklikler, birey başına düşen katı atık miktarında hızlı artışlara neden olmaktadır. Bu nedenle katı atıkların toplama, taşıma ve giderilmesi veya değerlendirilmesi, yerel yöntemlerin temel sorunlarından birisi haline gelmiştir. Teknik yöntemlere ve hijyenik koşullara uyulmaması halinde ise çevre sorunlarında artışlar görülmektedir. Katı atıkların giderilmesinde kullanılan üç klasik yöntemin yakma, kompostlaştırma ve arazi doldurmaları olduğunu belirtmiştik. Yurdumuzda ise **düzensiz depolama** veya **gelişigüzel** boşaltma şeklinde tanımlanabilecek yöntemler uygulanmaktadır.



Depolama alanları, genellikle bataklıklar, eski taş ocakları, yol ve dere kıyıları, vadiler ve kuru dere yatakları gibi yerlerdir. Bu alanların kent merkezlerine olan uzaklıkları 1-15 km arasında bulunmaktadır.

### 7.10.3.1. Katı atıkların türleri

#### A. Kaynaklarına göre katı atık türleri

- a. **Evsel katı atıkları:** Günlük faaliyetler sonucu, ev ortamında ortaya çıkabilecek her tür katı atık evsel katı atıklar tanımına girmektedir. Bu tür materyal, toplam katı atık miktarı içinde küçük bir yüzdeye sahip olmalarına karşın sağlık açısından önemlidirler. Bunun nedeni küçük bir alan içinde üretilmiş olmaları, zararsızlaştırılmak üzere toplanmayı beklemeleri ve yoğun nüfus ile bir arada bulunmalarıdır. Evsel katı atıkların toplama öncesi ve sonrası depolandıkları yerlerin hastalık taşıyıcı organizmalar için uygun bir üreme ortamı oluşturması, toplum sağlığı açısından büyük sorun yaratmaktadır,
- b. **Ticari katı atıklar:** Üretime doğrudan katılmayan büro, dükkan ve işyerlerinden çıkan atıklardır. Bunlar hızla bozulmaya uğrayabilecek organik maddeler yönünden fazla zengin değildirlir,
- c. **İnşaat, yıkım ve hafriyat atıkları:** Daha ziyade taş, moloz, kireç ve topraklı materyal içeren bu atıkların hijyenik bakımdan bir sorunları olmamakta, ancak büyük miktarlara ulaşmalarından dolayı taşıma ve depolama masrafları ile peyzaj sorunlarına neden olmaktadır,
- d. **Park, bahçe ve pazar yeri atıkları:** Bunlar organik maddece zengin bitkisel atıklardır,
- e. **Sokak süprüntü atıkları,**
- f. **Endüstriyel katı atıklar:** Bu tür katı atıkların bileşimi, endüstrinin türüne bağlı olarak farklılıklar göstermektedir. Bunların bir kısmı toplum sağlığı açısından sakıncasız olup, kentsel katı atıklar akımına dahil edilebilirler. Ancak zararlı endüstriyel katı atıkların toplanma uzaklaştırılma ve giderilmesi üreticilerinin sorumluluğunda bulunmaktadır. Bu zararlı endüstriyel atıkların arasında patlayıcı, toksik ve radyoaktif atıklar ile mezbaha ve et kombinalarında üretilen kokuşabilir atıklar önem taşımaktadır,
- g. **Tarımsal katı atıklar:** Bitkisel ve hayvansal ürünlerin elde edilme ve işlenmesi sonucu ortaya çıkan katı atıklardır,
- h. **Hastane ve okul atıkları:** Bunlar sağlık kuruluşları ile araştırma kurumlarında üretilen katı atıklardır. Hastanelerden çıkan atıklarda

patojen niteliklere sahip organizmalar yoğun olabilir. Bu nedenle toplamlarında özel ambalajlama ve kentsel atıklardan ayrı bir şekilde toplanmaları gerekir,

- i. **Arıtma çamurları:** Bundan önceki konularda geniş şekilde değinilen bu atıklar genellikle kentsel atık akımına sokulmaktadır. Ancak endüstriyel işletmelerde üretilen bazı atık çamurların, zararlı endüstriyel katı atıklar kapsamında tutulması ve ona göre işlem görmesi gerekmektedir,

### **B. Niteliklerine göre katı atık türleri**

- a. **İri hacimli katı atıklar:** Büyük boyutları nedeni ile alışılmış toplama ve zararsızlaştırma yöntemleri uygulanan katı atıklar bu sınıfta yer alırlar.
- b. **Yiyecek atıkları:** Besin maddelerinin hazırlanması ve kullanılması nedeniyle oluşan bitkisel ve hayvansal kökenli atıklardır (et kombinaları, mezbahalar, tavuk çiftlikleri, paketlenme tesisleri ve benzeri işletmelerde meydana gelen katı atıklar bu sınıfa dahil değildir).
- c. **Kuru katı atıklar:** Bu maddeleri yanabilen ve yanmayan olarak iki gruba ayırmak mümkündür. Yanabilir maddeler organik kökenli olup, kağıt, karton, tekstil, odun, lastik, plastik ve bitkisel atıklardan oluşmaktadır. Diğerleri ise çeşitli metaller, cam, seramik ve diğer mineral malzemeden oluşmuştur.
- d. **Küller:** Isı santralleri gibi büyük endüstriyel işletmelerde çıkan külce cüruf bu kapsam içinde değildir. Kentsel kullanımlı faaliyetler sonunda çeşitli yakıtlardan oluşan küller ince taneli klinkerleşmiş (kömür cürufu) ve sinterleşmiş malzemenin yanında cam, metal gibi anorganik kökenli maddeleri de içerirler.

### **7.10.3.2. Katı atıkların insan ve çevresine etkileri**

#### **a. Toplum sağlığı ile ilgili zararlar**

Başlangıçta hijyenik bakımdan bir tehlike oluşturmayan bazı maddeler, örneğin proteinli besin atıkları, sıcaklığa da bağlı olarak bir süre sonra, toksik ve hastalık yapıcı organizmaların kaynağı haline dönüşebilir. Hastalık yapıcı ve taşıyıcı organizmaların, orijinal katı atıkta bulunmasına gerek yoktur. Zira çevre çok çeşitli spor, bakteri, virüs, haşere ve diğer taşıyıcılar bakımından oldukça zengindir. Hastalık yapıcı organizma kültürlerinin katı atık yığınları içinde bulunması ve üremesi, toplum sağlığı, açısından çok büyük bir sorun değildir. Ancak bu organizmaların, sinek, haşere ve kemiriciler ile geniş kitlelere

taşıması, asıl tehlikeyi oluşturmaktadır. Yerleşim bölgelerindeki sineklerin % 90 ı toplama kaplarında üremektedir.

### **b. Yangın ve patlamalar**

İşlem görmemiş katı atıkların toplama öncesi ve sonrası depolanmaları sırasında yangın ve patlama tehlikesi oldukça yüksektir. Zira katı atıklar içinde kolaylıkla tutuşabilecek maddeler bulunmaktadır.

Ayrıca organik maddelerin bazıları parlama özelliğine sahip olmadıkları halde, sıkışma sonucunda kendiliğinden yanabilmektedirler. Organik formlar aerobik bakteriler tarafından hızla ayrıştırıldıklarında katı kütlenin sıcaklığı, hissedilir ölçüde yükselmektedir. Sıkışmış kütlelerde ısı yalıtımı da yüksektir. Bu nedenle ısı kütle dışına aktarılamaz ve kendi kendine yanmaya başlar. Katı atık yığınlarındaki su kapsamının yüksek olması, ayrışma hızına katkıda bulunduğundan en az, kuru koşullar kadar sakıncalıdır. Bu arada arazi doldurma alanlarında görülen yeraltı yangınları da oldukça tehlikelidir.

Patlayıcı maddelerin katı atık akımına karışması halinde, bu maddelerin oluşturduğu yığınlarda patlama tehlikesi olacağı açıktır. Ancak sakıncasız görülen bazı madde grupları da belirli koşullar altında patlamalara neden olabilmektedir. Örneğin büyük plastik kütleler yakma tesislerinde tam olarak yanmayıp pirolize uğramakta ve daha sonra piroliz gazları hava ile karışmak şartıyla patlayıcı karışımlar oluşturabilmektedir.

### **c. Katı atıklardan gaz çıkışı**

Katı atıkların havasız ortamda anaerobik ayrışması sonucu başta metan olmak üzere karbondioksit, N ve H<sub>2</sub>S gazları oluşmaktadır. Katı atıkların arazi doldurma yöntemi ile zararsızlaştırılması esnasında, yeraltındaki katı atık yığınları havasız ortamda bozulmaya uğramaktadır. Oluşan gazlar ise, en kısa yoldan yer üstüne çıkmaktadır. Bu gazlar bazı hallerde, doldurma alanına yakın yerleşim alanlarında metan zehirlenmelerine veya metan hava karışımlarının patlamaları gibi tehlikelere neden olabilmektedirler. Bu nedenlerle arazi doldurma sahalarında tabanın gaz sızdırmazlığı ve yeraltı havalandırması gibi önlemlere dikkat edilmelidir.

### **d. Sızıntılar**

Organik atıkların bozulması sonucunda sıvı ürünlerde oluşur. Bu ayrışma ürünleri özellikle arazi doldurma sahalarında sıkışma sonucu artan

basınç, yağmur suları ve yüzey suları etkileri ile sızıntılar halinde depolama bölgesini terkederler. Bu sızıntı suları gerek türedikleri kaynaktan ve gerekse temas ettikleri toprak katmanlarından aldıkları çeşitli kimyasal gruplar nedeni ile oldukça kirlenmiş durumdadırlar. Dolayısı ile bu sızıntılar özellikle yer altı sularının korunması açısından önem taşımaktadır. Sızıntı sularının BOİ değerleri 20 000 mg/l ye kadar çıkabilmektedir ki, bu değer normal kanalizasyon BOİ değerlerinden 100 defa yüksektir.

Yukarıda belirtildiği gibi atık giderme sistemlerinin çoğu halen açık boşaltmalar şeklinde olmaktadır. Ancak bu uygulamalar peyzajda bozulmalar, yangın, koku ve diğer etkenlerin devamlı kaynağı olarak dikkati çekmektedir. Çevresel sorunlara giderek artan ilgi nedeni ile açık döküm alanları giderek yerini hijyenik arazi doldurmalarına bırakmaktadır. Bu tür bir dolgudaki sorun ve zararlar, bu atık materyalin toprakla mümkün olduğunca iyi kaplanmasıyla önlenabilir. Bir hijyenik dolgunun içinde atık materyalin organik kısımlarının ayrışması sebebiyle çok sayıda olay meydana gelmektedir. Sıkışmanın derecesi, su kapsamı ve dolgunun büyüklüğü içeriye oksijenin giriş imkanını ve böylelikle de değişimlerin aerobik veya anaerobik karakterde olup olmadığını tayin eder. Hijyenik arazi dolgularında dönüşümlü olarak anaerobik ve aerobik noktalar veya bölgeler bulunur. Hangi koşulun başat olduğuna bağlı olarak dolgudan yayılan sızıntılarda anaerobik veya aerobik ayrışma ürünleri bulunur. Bu ürünler aynı zamanda dolgudaki baskın koşul hakkında fikir edinmemizi de sağlarlar. Ayrıca bunlar kirlilik açısından da önem taşımaktadırlar, zira aerobik ayrışma ürünleri stabil CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub> ve nispeten organik madde formlarıdır. Sızıntıdaki sıvılar anaerobik koşulların oluşturduğu ürünler ise, bunlar genellikle daha öncede belirtildiği gibi yüksek oksijen ihtiyacı gösteren redükte veya kısmen okside olmuş bileşiklerdir (metan ve organik asitler). Pek çok hijyenik arazi dolgusunda ve dolguların büyük kısımlarında anaerobik koşulların baskın olması nedeni ile yeraltı sularının organik bileşiklerle kirlenmesi ihtimal dahilindedir. Doldurma çukurlarının dip kısmı ile yeraltı taban suyu yüzeyi arasında çok küçük bir ara vardır. Bazen taban kısım yeraltı suyu düzeyinin altında da olabilir, böylelikle yeraltı suyu ile atıklar veya bunların sızıntıları doğrudan temas halinde olabilirler.

Anaerobik koşullar Mn ve Fe gibi metal iyonlarının hareketliliğini de arttırabilirler. Aynı şekilde pH değişimleri de sızıntılardaki metal konsantrasyonları üzerine önemli etki eder. Şayet *Desulfovibrio desulfiricans* organizmalarının bulunuşu ile sülfatlar redükte olabiliyorsa, çözünürlüğü daha az olan metal sülfatların formasyonu gerçekleşir.

Bir hijyenik arazi dolgusunun bulunuşu ile bir alandaki yeraltı suyunun etkilenmesi tamamen jeofiziksel koşullara bağlıdır. Örneğin yeraltı suyunun akış şiddeti, akış yönü, yüksek geçirgenliğe sahip tabakaların bulunuşu bu amaçla

belirtilebilir. Exler (1972) tayin edilebilir en uzun etki mesafesini 1 km olarak belirtmektedir. Bu durum, ekstrem derecede yüksek yeraltı suyu akış şiddetinde ölçülmüştür. Hoeks (1973) in tanımlarına göre bu etki genellikle birkaç yüz metre ile sınırlıdır. Böylelikle tam emniyetle kullanılabilir bir hijyenik arazi dolgusunun en yakın yeraltı suyu ile uzaklığı 1-2 km lik mesafeyi kapsamaması gerekmektedir.

### 7.11. Topraktaki Radyoaktif Elementlerin Etkileri

Çağımızda nükleer enerji ve bunun yan ürünleri yaygınlaşmaktadır. Bu amaçla yapılan radyoaktif element zenginleştirmeleri ile nükleer santral ve araştırma kurumlarından radyoaktif özellikte atıklar meydana gelmektedir. Bunların depolanmaları gün geçtikçe büyüyen sorunlar oluşturmaktadır. Çağımızda nükleer parçalanmaya ilişkin silah denemeleri, çağımızda toprak kirlenmesinin diğer bir kaynağını oluşturmaktadır. Toprakta doğal olarak bulunan radyoizotoplara (örneğin  $^{40}\text{K}$ ,  $^{87}\text{Rb}$  ve  $^{14}\text{C}$  gibi), bir miktarda parçalanma ürünleri katılmaktadır. Ancak bunlardan ikisi, uzun ömürlü olduklarından toprakta önemlidir. Bunlardan stronsiyum 90 in yarılanma ömrü 28 yıl, sezyum 137 nin ise olup yarılanma ömrü 30 yıldır. Adı geçen bu izotopların ABD topraklarındaki ortalama düzeyleri beher mil kare başına  $^{90}\text{Sr}$  için 150,  $^{137}\text{Cs}$  için 240 miliküri olarak hesaplanmıştır. Karşılaştırma amacı ile doğal olarak bulunan  $^{40}\text{K}$  in 20 000 miliküri olduğu belirtilebilir. Bu karşılaştırma sonucu parçalanma ile oluşan radyoaktif parçacıkların henüz normal topraklardaki düzeyinin henüz zarar oluşturacağı kadar yüksek bulunmadığı belirtilmektedir. Atmosferde oluşan döküntüler bitkiler için birinci radyoaktif kaynağı oluşturmaktadır. Atom silahları ile denemeler esnasında bile, oluşan serpintilerin topraklama yolu ile bitkilere zarar verecek kadar yüksek düzeye ulaşmadığı da belirlenmiştir. Bu nedenle ancak atomik bir nükleer felakette parçalanma ürünlerinin bulaşması halinde,  $^{90}\text{Sr}$  ve  $^{137}\text{Cs}$  nin topraklarda toksik düzeylere çıkabileceği belirtilmektedir.

Stronsiyum 90, toprakta kalsiyuma benzer şekilde davranışlar göstermektedir. Bu radyoaktif madde atmosferden toprağa çözünebilir formlarda ulaşmakta ve hem organik hem de anorganik koloidal fraksiyon tarafından çabuk bir şekilde adsorbe edilmektedir. Bu adsorpsiyondan dolayı  $^{90}\text{Sr}$ , katyon değişim olaylarında yer almakta ve Ca gibi bitkiler tarafından alınabilir durumda bulunmaktadır. Muhtemelen toprakların Ca kapsamalarının yüksekliği  $^{90}\text{Sr}$  in bitkilerce alınmasını azaltıcı bir rol oynar.

Sezyum 137 ise kimyasal bakımdan potasyuma benzemekte olup, birçok toprakta daha az alınabilir durumda olmaya eğilimlidir. Bunun nedeni, bu

radioaktif mineralin vermikulit ve ilişkili diğer tabakalı mineraller tarafından kuvvetle fikse edilmesidir. Fikse edilmiş bu radyoaktif elementler değişmez durumdadırlar. Dolayısı ile sezyum 137 nin bitkilerce topraktan alınışının oldukça kısıtlı olduğu belirtilebilir. Ancak bazı tropikal topraklarda olduğu gibi vermikulit ve fazlaca ilgili kil minerallerinin yokluğu halinde bu element çok daha hızlı bir şekilde bitkilerce alınabilmektedir. Bir çok durumda topraklar sezyum 137 nin insan ve hayvanların besin zincirinde hareketi üzerine önleyici bir rol oynamaktadırlar.

### **7.12. Açık Maden İşletmeciliğinin ve Endüstriyel Yerleşimin Neden Olduğu Toprak Sorunları**

Dünyada olduğu gibi ülkemizde de üzerinde tarım yapılmakta olan verimli toprakların miktarı sınırlı ve genel alan içindeki yüzdesi de azdır. Özellikle tarımsal değeri çok fazla olan I ve II. sınıf topraklar titizlikle korunması gereken ve çok sınırlı yayılıma sahip topraklardır. Örneğin ülkemizde tarım alanının payı genel toplam içinde % 38.61 ve I. sınıf tarım alanlarının miktarı da sadece % 6.55 düzeyinde bulunmaktadır. Nevarki koruyucu kanunların bulunmaması veya mevcut yasaların yetersiz kalışı ve uygulamadaki aksaklıklar nedeniyle bu son derece tarıma elverişli alanlar da toprak sanayisine ham madde temini veya çoğunlukla kara yollarının, bu değerli alanlardan geçirilmesi ve (dolayısı ile endüstriyel yerleşim için çekici olması nedeni ile), işletme binalarının yerleştirilmesi sonucu, birçok yerde bu alanlar bir daha kullanılamaz hale gelmek üzere elden çıkmaktadır.

Halbuki, gerek yolların geçirilebileceği ve gerekse endüstriyel yerleşime uygun, tarıma fazla elverişli olmayan alternatif alanlar da bulunmaktadır. Şüphesiz endüstrinin gelişmesi gerekmektedir. Ancak her türlü endüstriyel tesisi değiştirmek, yenilemek veya yeniden yapmak olasılığı varken, tarım değeri yüksek ve kısıtlı bu alanların yukarıda belirtilen kullanımlara açıldıktan sonra bir daha tarımsal üretim amacı ile değerlendirilmelerine olanak bulunmamaktadır. Dünyanın pek çok ülkesinde doğa ve özellikle tarımsal yönden kıymetli alanların korunması, son derecede güçlü kanun ve uygulamalı korumaların altında bulunmakta, zorunluluk bulunduğu hallerde ise endüstriyel faaliyetin ya çok sınırlı tutulmasına veya sonradan toprağın tekrar doğal karakterine kavuşturulması zorunluluğu ön koşulmaktadır.

### **7.13. Ülkemizde Tarım Alanlarının Endüstri ve Yerleşim Yeri Olarak Kullanılmasının Doğurduğu Sorunlar**

Hızlı bir endüstrileşme sürecine giren ülkemizde, endüstrinin kurulduğu alanların çoğunlukla sadece kolaylık ve karlılık düşüncesiyle seçildiği görülmektedir. Bu durum şimdiden büyük sorunlar yaratmıştır ve gelecekte de daha büyük sorunlar yaratacak niteliktedir.

Salt karlılık ilkeleri gereği olarak, girişimciler kuracakları endüstriyel tesislerin, ulaşım, su, enerji ve yerleşim yerlerine yakın olmasını isterler. Alt yapı tesisleri ve özellikle yollar, endüstrinin yerleşme bakımından gereksinin duyduğu öğelerdir.

Yolların maliyet hesapları gereği düz ovalardan geçirilmesi eğilimi ana yolları tarım alanlarına sokmuş. Arkasından endüstri kuruluşları da yolların iki yanına yerleşmeye ve bu nedenle çok büyük maliyetlerle gerçekleştirilen sulama şebekelerinin içinde ve en verimli topraklar üzerinde endüstriyel kuruluşlar hızla yayılmaya başlamıştır.

Ülkemizde, özellikle son yıllarda, yüksek tarımsal ürün potansiyeli ile tanınmış Çukurova yöresinde, Mersin-Osmaniye ve Adana-Karataş karayollarının her iki yakasında, hızla artan endüstriyel yatırımların, tarım toprakları aleyhine bir durum göstermesi buna çok belirgin bir örnek sayılabilir.

Ankara, Cumhuriyetin kuruluşu yıllarında çok az nüfusla bir Anadolu kasabası iken, Başkent olduktan sonra, özellikle yerleşim açısından büyük bir atılım göstermiş ve bugün 3 milyon civarındaki nüfusu ile büyük bir kent haline dönüşmüştür. Ancak, ülkemizin diğer büyümüş kentlerinde olduğu gibi, Ankara da çok hızlı ve bunun sonucu olarak sağlıksız bir biçimde büyümüştür. Bu arada kent'in, Ankara-İstanbul, Ankara-Eskişehir ve Ankara-Konya kara ve demiryolları doğrultusundaki gelişimi çoğunlukla, bu yolların içinden geçtikleri iyi kaliteli tarım topraklarının üretim dışı kalmalarına neden olmuş ve olmaktadır.

Halbuki Ankara'nın ilk imar planını yapan Jansen'in kentin büyüme yönleri olarak, hava kirliliğine de meydan vermeyecek biçimde, daha çok etrafındaki Etlik, Keçiören gibi yüksek arazileri düşündüğü bilinmektedir.

Bilecik ilinde kurulmuş olan birçok endüstri işletmeleri için, genellikle az olan tarımsal alanların seçildiği görülmektedir.

Eskişehir ili son 10 yıl içinde büyük bir endüstri merkezi olma yolundadır. Şeker, un, bisküvi ve toprak endüstrisi işletmelerinin kurulduğu ve geliştiği Eskişehir ilinde yerleşim 1950 lerde etütleri yapılarak daha sonra sulanmasına başlanan iyi topraklı ova kısmını örtmekte ve ovanın Eskişehir'den başlayarak doğuda 10-15 km mesafedeki teras araziye kadar olan bölümü bu suretle işgal edilmiş bulunmaktadır. Halbuki bu gelişme, sulama olanakları da sağlanmış bulunan verimli arazi yerine, yine Ankara kara yolundaki teras arazi üzerine kaydırılabilirdi.

Bolu ilinde de, düşük düzeylerde olsa bile, tarım arazisinin kaybı sorunu görülmeğe başlanmıştır.

Ege, ülkemizin toprak ve iklim özellikleri dolayısıyla polikültüre uygun tarım alanlarının yer aldığı, aynı zamanda coğrafi konumu yüzünden ulaşımın odaklandığı ve buna paralel olarak endüstrinin gelişme gösterdiği bir bölgedir.

Bölgenin tarım yönünden özelliğini, endüstri bitkileri ziraatının ön planda bulunması oluşturur. Bu bölge, özellikle aydın yöresi, Türkiye incir üretiminin % 78.8 ni gerçekleştirerek birinci sırada yer almaktadır. Manisa-İzmir-Muğla-Denizli-Aydın yöreleri Türkiye tütün üretiminin % 60.5 ini sağlayarak ağırlık kazanmaktadır. Tütünü, % 53.9 ile zeytin (Aydın-Manisa-Denizli), % 42.3 ile anason (İzmir-Denizli), % 37.8 ile pamuk (Aydın-İzmir-manisa), % 30.0 ile susam (Muğla-Manisa-İzmir-Aydın), % 17.6 ile üzüm (Manisa-İzmir-Denizli) ve % 17.5 ile haşhaş (Denizli-Muğla-Uşak) izlemektedir.

Büyük ekonomik değeri olan bu ürünlerin yetiştirildiği bölge toprakları içinden önemli karayolları geçmektedir. Bunlar İzmir-Çanakkale, İzmir-Ankara ve İzmir-Aydın yollarıdır. Ayrıca İzmir hinterlandında bulunan “yerleşim”, “tarım” ve “endüstri” merkezlerini bu ana yollara bağlayan ikinci derecede önemli yollar da vardır. Bilindiği gibi yollar endüstriyel yayılımın karakterini etkileyen birincil öğedir.

Yukarıda açıklanan koşullardan kaynaklanarak bölgede endüstriyel faaliyetler büyük ve hızlı adımlar ile ilerlemektedir. Bu aslında istenen bir olaydır. Ancak bu endüstriyel gelişmenin diğer bölgelerde olduğu gibi tarıma uygun toprak alanlarına zarar vermesi olasılığı endişe yaratmaktadır. Yazık ki, bu yöredeki endüstri yerleşiminin nasıl bir yayılım gösterdiği ve bunun tarım toprakları kayıplarında ne derecede etkili olduğu üzerinde elimizde yeterli bilgiler yoktur.

İmar-İskan Bakanlığınca 1965 yılında ele alınan İzmir Metropoliten plan çalışmalarına ait raporda belirtildiğine göre, İzmir İlinin batısındaki Balçova’da yerleşim yönünden önemli bir gelişmenin görülmediğidir. Bunun nedeni buranın son derece kuvvetli bir entansif tarım (seracılık) potansiyeline sahip oluşudur. Toplam arazinin % 93’ü I. sınıf tarım arazisi olan bu kesimde, miktar ve kalite bakımından sulama suyu yetersizliği bulunmasına karşın, çevrenin mikroklimatik özellikleri de çok elverişli bulunduğundan yılda 2 hatta 3 kez ürün alınabilmektedir. DSİ sulama projesinin uygulanması ile narenciye ve diğer ürün miktarlarının büyük ölçüde artışı söz konusudur. Mevcut bilgilere göre buraların yerleşime açılmaması planlanmıştır. Ancak birkaç kez vurgulandığı gibi Türkiye’de böyle kararların geçerliliği ve uygulanırılığı tartışılır halde bulunmaktadır. Yasal boşluklar ve politik düşüncelerle böyle alanlarda da endüstriyel yerleşimin başladığı, genişlediği ve dolayısıyla en verimli toprakların hızla elden çıkmaya başladığı bir gerçektir.

İzmir-Ankara karayolunun Gediz Ovasının Turgutlu ve Salihli ilçeleri arasındaki bölümü toprak endüstri kuruluşları tarafından büyük kayba uğratılmış



bulunmaktadır. Bu yöredeki tarımsal arazi kayıplarının daha da büyük ölçülere varacağı bildirilmektedir.

Aydın ve Denizli illeri içinden geçen 320 numaralı karayolunun kenarlarındaki verimli araziler kara ve demiryoluna kuzeyden paralel giden tarıma elverişsiz yüksek arazi yamaçlarında endüstri kuruluşları için alternatif alanlar bulmasına karşın, çok şiddetli endüstri işletmelerince işgal edilmiştir ve edilmektedir.

Söke Ovasının sulamalı pamuk yetiştirilen düz arazilerinde, özellikle Söke-Milas karayolu boyunca bazı endüstri tesislerinin kurulmakta olduğu gözlenmektedir. Bunlardan bir tanesi de, yörenin özelliği ile hiç ilgisi olmayan beton plaka fabrikasıdır.

Daha önce de değinildiği gibi, açık maden işletmeciliği ve toprak endüstrisi Türkiye’de, tarım arazilerinin tahrip edilmelerine ve peyzaj’ın bozulmasına hiç önem vermeden, doğa korunması ile ilgisi bulunmayan bir takım formaliteleri yerine getirdikten sonra, yapılabilmektedir. Halbuki doğanın korunması açısından açık maden işletmeciliği ileri ülkelerde çok ciddi ve kesin kurallara bağlanmıştır. Böyle ülkelerin çoğunda bir girişimci açık maden işletmeciliği yapmak istediği takdirde, diğer gerekli müsaade işlemlerinin yanında, ziraat, orman ve peyzajla ilgili yetkililerin sahada yapacakları inceleme ve tespitlerin olumlu sonucunu ve iznini de almak zorunluluğundadırlar. Ziraat, orman ve peyzaj ile ilgili olarak yetkililer, açık maden işletmeciliği yapılacak yerin peyzajını, topraklarını, bitki örtüsünü, varsa ağaçların yer ve sayılarını ve bunlara benzer diğer lokal doğal özellikleri fotoğraf çekmek, kroki yapmak ve benzeri diğer yöntemler kullanmak yolu ile saptarlar. Maden işletme işi bitince, işletmeci üzerinde çalıştığı araziye toprak ve peyzajı ile, yukarıdaki yöntemler ile saptanan ilk şekline dönüştürmek zorundadır.

Aşağıdaki örnek bu konunun Türkiye’de ne denli ihmal edildiğinin ve hafife alındığının son yıllarda görülen bir kanıtıdır. Tuğla ve ham maddesi toprak olan diğer imalat sektörlerini son zamanlarda Gediz Ovasında, Salihli-Turgutlu yöresinde de yayılmış ve değerli tarım topraklarını geniş alanlar içinde, büyüklükleri 8-10 dekara, derinlikleri 7-8 m ye varan çukurlar açarak tahrip etmişlerdir. Bu çukurlar şimdi yağmur ve sızan sularla birer göl haline dönüşmüştür. Alınan bilgilere göre bu korkunç tahribatın devamı resmi makamlarca durdurulmuştur. Ancak araziler eski haline dönüştürülmeyecek şekilde elden çıkmış bulunmaktadır. Toprak Su Genel Müdürlüğü bu bozulmuş araziden tarla balıkçılığı yapılarak hiç değilse bir ölçüde faydalanmanın mümkün olup olmadığını araştırmış; araştırmalar olumsuz sonuç vermiştir.

Ülkemizde sanayileşme öncelikle İstanbul yöresinde başlamıştır. Ulaşımın kilit noktasında bulunması ve özel coğrafi konumu nedeniyle hızlı, plansız ve dağınık bir yerleşim ve endüstriyel yayılma görülen bu yöremizde,

doğal kaynaklar büyük ölçüde yok edilmektedir. Aynı zamanda ülkemizde en yoğun su kirlenmesi de burada görülmektedir.

İstanbul ilinde toprak işlemeye elverişli araziler 150 632 ha elverişsiz araziler ise 19 159 ha dır.

İstanbul ilinin 173 102 ha lık bir kısmında kuru koşullarda nadassız tarım yapılmaktadır. İstanbul'da I. ve II. kullanma kabiliyet sınıflı sulanmaya uygun arazi miktarı 84 885 ha dır. Tarıma elverişli olmayan 17 292 ha, VI. ve VII. sınıf arazilerde halen kuru tarım yapılmaktadır. Bunlar da meraya çevrilerek veya uygun yerlerinde ağaçlandırma yapılarak daha uygun kullanım şekline dönüştürülebilir.

Uygun seçenekler bulunduğu halde, yeterince inceleme ve planlamaya dayandırılmadan yapılan yer seçimi sonucunda, değerli tarım toprakları üstünde hergün giderek artan bir hızla fabrikalar, depolar vb. yapılar kurulmaktadır.

İstanbul-Edirne arasındaki Londra Asfaltı boyunca yer alan çok verimli tarım alanları, Kırklareli-İstanbul arasındaki eski İstanbul yolu boyunca çok elverişli alternatif alanların bulunmasına karşın, endüstri kuruluşlarınca işgal edilmektedir. Bu nedenle İstanbul il sınırları içinde yerleşim ve endüstriyel kullanımlar nedeniyle yitirilen iyi tarım alanlarının toplamı 100 010 dekarı bulmaktadır ve bu kayıp sadece son 7 yılda gerçekleşmiştir.

İmar-İskan Bakanlığı Planlama ve İmar Genel Müdürlüğü Metropolitan Planlama Dairesi Başkanlığı yetkililerinden alınan bilgilere göre, Bursa ve çevresindeki endüstriyel gelişme genellikle verimli ova toprakları üzerinde bunları örterek ve yok ederek yürümektedir.

Bursa yöresinde büyük organize sanayi ve buna bağlı yan sanayi kolları devamlı bir gelişme göstermektedir. Ayrıca dokuma sanayi ve dağınık şekilde küçük sanayii kolları da yaygınlaşmıştır. Bu yörede endüstriyel dağılım, üç ayrı doğrultudaki ulaşım ağı etrafında toplanmaktadır. Bunlardan birincisi Bursa-Gemlik yolu üzerinde ve Fethiye-İhsaniye-Demirtaş yörelerindedir. Diğer sanayii merkezleri de Bursa-Mudanya ve Bursa-İzmir yolları üzerinde bulunmaktadır. Kent yerleşimi ile bu bölgeler arasında kalan alanlarda polikültüre uygun, verimli ova toprakları yer almaktadır.

Sanayi ve küçük sanatların kaplamış olduğu alanlar 1975 analizlerine göre 5 142 olup, bunun 1985 de 8 230, 1995 yılında da 11 220 dekara ulaşması planlanmaktadır. Endüstriyel yerleşim alanlarının böylece genişlemesi, plan içinde de olsa, ova topraklarının tarım yapılan bir kısmının tesislerle örtülmelerine kuşkusuz yol açacaktır. Yetkililer planlanan bu durumun dışında kalan ve yasalara aykırı veya plansız endüstriyel yayılmanın ne durumda olduğunun bilinmediğini, ancak yasa boşlukları ve politik etkilerle, daha önce planlama yapılırken korunmaya çalışılan I., II., III. ve IV. sınıf arazilerin bir

kısının endüstriyel işgale uğramış bulunmasından endişe ettiklerini belirtmektedirler.

Kocaeli ili son yirmi yılda çok yoğun bir endüstrileşmeye başlamıştır. İstanbul-Ankara kara yolunun geçtiği genellikle iyi kaliteli tarım arazilerinin büyük bir bölümü, yakındaki yüksek arazilerde alternatif alanlar bulunmasına karşın, çeşitli endüstri kuruluşlarınca işgal edilmiş ve edilmektedir. Çoğu kirletici nitelikli bulunan bu endüstri kuruluşlarının etkisi altındaki İzmit Körfezi, uluslararası örgütlerin bile dikkatini çekecek kadar kirlenmiş bulunmaktadır. Endüstri kuruluşlarının çevresindeki tarım toprakları da gittikçe yerleşim alanları olarak kullanılmaktadır. Böylece, bir yandan tarım arazisi kaybına ve İzmit Körfezinin kirlenmesine yol açılırken, öte yandan doğal dengesi bozulan kırsal alanda sık sık can ve mal kaybına neden olan su taşkınları görülmekte ve kara, demir yolları da zaman zaman ulaşımına kapanmaktadır.

Sakarya ilinde de daha düşük düzeylerde olmak üzere, benzer durumlar gözlenmektedir.

Edirne ilinde, özellikle planlı döneme geçildikten sonra, başta tekstil olmak üzere, çeşitli endüstri dallarında gelişmeler görülmektedir. Burada da endüstri kuruluşları yazık ki genellikle yollar (Londra asfaltı ve İstanbul-Tekirdağ- Çanakkale karayolu) çevresindeki iyi tarım arazilerini kapatmaktadırlar. Örneğin, sulama developmanı yapılmış olan Kazanova yöresi evler, devlet daireleri ve endüstri kuruluşlarınca, geri kalan bölümünde rasyonel bir tarımsal üretim yapılmayacak biçimde, örtülmüştür. Edirne ilinin Uzunköprü ve Keşan ilçe merkezleri ile kısmen Havsa ilçe merkezinde de aynı durum, daha küçük çapta olmakla beraber gözlenmektedir.

Çukurova Üniversitesi Ziraat Fakültesi Toprak Kürsüsü elemanları Çukurova'da endüstrinin yayılmasını 1956 ve 1975 çekimli hava fotoğraflarını incelemek, Sanayi Odasından endüstri işletmelerinin türlerini ve sayılarını almak ve araziye yerinde kontrol etmek suretiyle incelemişlerdir (Özbek ve diğerleri, 1979). Bu yörenin incelemeye alınan kesiminde I. ve II. sınıf topraklar 247 520 ha kesimin % 35 i kadardır. Bu topraklar, aşırı erozyona uğramış Toros Dağlarının eşiklerinden sonra gelen aluviyal yelpazelerde şerit halinde yer almaktadır. Aluviyal yelpazelerden Akdeniz'e doğru, delta tabanına inildikçe, toprakların fiziksel ve kimyasal özellikleri yanısıra drenaj koşulları da toprak kalitesini etkileyerek arazinin üretkenlik yeteneğini azaltmaktadır. Böyle topraklar Çukurova'nın denize yakın kesimlerinde yaygındır ve bozuk drenaj koşulları, aşırı tuz, fazla kil miktarı açısından III., IV. ve hatta VII. sınıf arazi karakteri göstermektedir.

Diğer bir belirleme ile Çukurova bölgesindeki hiçbir sorunu olmayan üretken I. ve II. sınıf araziler, aşırı erozyona uğramış IV., VI. ve VII. sınıf araziler ile, güneyde Akdeniz'e yakın bölümlerdeki drenajı bozuk, ağır killi ve yer yer

tuzlu olan araziler arasında bulunmaktadır. Mersin - Adana-Osmaniye demir ve karayolları geniş olarak aradaki bu düz ve düze yakın, verimli I. sınıf topraklar üzerinden geçirilmiştir. Halen bu güzergahta var olan karayolunun yanına, şimdi bir de otoyol inşa edilmekte ve böylece ortalama 40 m genişliğinde, 125 km uzunluğunda ve çoğunluğu I. sınıf karakterli olan 5 000 dekarlık bir arazi şeriti daha yok edilmektedir.

Bölgede mevcut endüstri işletmeleri 1956 yılında (Çizelge 7.16) çoğunlukla Adana-Mersin arasında bulunmakta ve karayolunu izlemekte idi.

**Çizelge 7.16.** Adana-Mersin Bölgesinde 1956 yılında endüstri işletmelerinin sayısal dağılımı

Mevki	Endüstri İşletme Sayısı	%
Adana-Mersin Yöresi	56	86.15
Adana-Karataş Yöresi	6	9.23
Adana-Osmaniye Yöresi	3	4.62
TOPLAM	65	100.00

Endüstrinin bu bölgede 1956-1975 yılları arasındaki zaman süreci içinde işgal ettiği tarım topraklarının alan olarak karşılaştırılması ilginç sonuçlar ortaya koymaktadır. Endüstri kesimince 1956 yılında işgal edilen toprak büyüklüğü 691 dekar iken, bu büyüklük 1975 yılında (yaklaşık 20 yıllık bir zaman periyodu içinde ) 11 121 dekara ulaşmıştır. Bu toprakların büyük bir bölümü I. sınıf arazi içinde bulunmaktadır. Aslında bu rakama 1975 yılı ölçümlerinde saptanan ve bölgenin I., II. sınıf arazileri üzerinde kurulmuş bulunan askeri ve sivil hava alanlarının işgal ettikleri 15 922 dekarı da eklemek gerekmektedir.

Toprak-Su tarafından yapılan sulama developman masraflarının 1977 rayicine göre 10 000 TL/dekara ulaştığı (Tekinel, 1977) dikkate alınır; I. ve II. sınıf bir dekar sulanan arazi üzerine kurulan her bir endüstriyel ünitenin bir taraftan şimdiye kadar yapılmış binlerce liralık yatırımı bir anda yok ettiği, diğer taraftan o arazinin tarımsal olarak ülke ekonomisine yapacağı katkıları ortadan kaldırdığı kolayca anlaşılmaktadır.

Erzurum'da da yerleşim alanları ve endüstriyel kuruluşlar, iyi nitelikteki tarım alanlarını, yeniden tarıma kazandırılması mümkün olmayacak şekilde işgal etmektedir. Erzurum'da özellikle Merkez, Gezköy, Ilıca, Şeyhköy,

Soğucak, Boğaz semti çevresindeki tarımsal araziler gittikçe artan bir şekilde amaç dışı kullanımlara maruz kalarak kentin geleceği yönünden tehlike arz etmektedir (Sevim, 1980).

Samsun, Nazım Plan Bürosu raporlarına (1978-79) göre günümüzde hizmetler, ticaret, ulaşım ve daha küçük ölçüde olmak üzere imalat sektöründe ilerlerken, Bafra ve Çarşamba yöreleri tarımsal merkez niteliğini korumaktadır. İmalat sektörü özellikle Samsun-Çarşamba arasında hızlı bir gelişim eğilimi içindedir. Endüstri kuruluşları 35 km lik bu aks'da Samsun'dan itibaren 8-14. km ler arasındaki Tekkeköy'de ve 26. km deki Dikbıyık'ta yoğunlaşmaktadırlar. Samsun-Bafra arasındaki 55 kilometrelik aks boyunca özellikle yerleşim faaliyetleri izlemektedir. Bu tür yerleşim günümüzde 17. km ye kadar uzanmıştır. Bu noktadan itibaren 16. km de Balıca Belediyesi ve bu yerleşimden 17 km sonra da Bafra gelmektedir.

Endüstri girişimleri, özellikle Samsun'da yoğunlaşmıştır. Bu girişimler, kamu kuruluşları yanında, özel sektörce de desteklenmektedir.

Endüstri sektörünün bu yörede "alt bölgedeki" endüstriyel bitki üretimine dayalı olarak gelişeceği anlaşılmaktadır. Bunun yanısıra özellikle " alt bölgedeki" nüfus potansiyelinin ve ulaşım kolaylıklarının olumlu etkileri tarıma dayalı endüstrinin yanısıra, diğer orta büyüklükteki endüstrilerin de gelişmelerine; ayrıca liman ve demiryolu olanakları da, temel endüstrilerin bölgeye kaymalarına neden olacaktır. Bundan dolayı bölgede, daha önce de belirtildiği gibi, zaten küçük yüzdeleri oluşturmakta olan değerli tarım toprakları gittikçe daha da önem kazanacaktır. Burası Türkiye'nin kaliteli tütün yetiştirilen bir yöresidir.

Çeşitli tarım dışı kullanım potansiyeli dolayısı ile örtülme ve kaybolma tehlikesine açık bulunan bu tarımsal alanlar halen, ayrıca fabrika emisyonlarınca da oldukça büyük kirlenmelere ve zararlara uğramaktadır. Burada gözden kaçırılmaması gereken bir husus da, tarım için çok elverişli olan engebesiz ve düz taban arazilerin kuruluş masraflarının çok daha düşük değerde olması nedeni ile, gerek kentsel ve gerekse endüstriyel yerleşim için de çok çekici olduğudur. Ulaşım olanaklarının ve bunu takiben enerji kaynaklarının da genellikle bu tür arazilerden geçirilmesi, endüstrinin tarımsal değeri yüksek arazilere hızla yerleşmesine diğer bir deyişle topraklarının büyük bir hızla örtülüp kaybolmasına neden olmaktadır. Yetkililer Samsun bölgesinde de yasa dışı uygulamalar veya politik nedenler ile engel olunmayan ve miktarı kesin olarak bilinmeyen endüstriyel işgallerin mevcut olabileceğini, böylece Çukurova'da görülen durumun buralarda da tekrarlandığından endişeli olduklarını bildirmektedirler.

Karadeniz bölgesinde düz araziler çok azdır ve bulunanlar da çoğunlukla kıyı şeridi üzerinde yer almışlardır. Böyle yerlerde daha çok intensif

meyve ve sebze tarımı yapılmaktadır. Samsun-Trabzon karayolunun yapımı sırasında bu kıyı şeridi yer yer tahrip edilmiş geri kalan kısımlarında da, ulaşım ve enerji kaynaklarına yakınlık nedeni ile gün geçtikçe yeni evler, atölyeler, oteller ve fabrikalar kurulmaktadır. Yakın bir gelecekte bölge için çok değerli olan bu küçük düzlüklerin tamamının ortadan kalkacağı kuşkusuzdur. Örneğin, Trabzon il merkezi ile doğusundaki Yomra ilçesi arasındaki oldukça düz ve geniş alan, yoldan başlayarak güneye doğru fabrikalar ve eklentileri ile hızla örtülmektedir.

Konya ili ve özellikle il merkezi son 10 yıl içinde büyük bir endüstriyel atılım içine girmiş bulunmaktadır.

Konya'da kurulu bulunan süt fabrikası ve mandıralar, alüminyum top fabrikası, deterjan fabrikaları, Et ve Balık Kurumu Kuruluşları, çimento fabrikası, şeker fabrikası, demir döküm atölyesi, alüminyum ve bakır döküm atölyesi, lastik ayakkabı fabrikası, oto lastik kaplama yapım yerleri ve ocakları, küçük endüstri atölyeleri, deri işleme fabrikaları, LGP tüp doldurma kuruluşları, un, makarna ve nişasta fabrikaları, krom ve magnezit fabrikası, tuz fabrikaları, yem fabrikaları, halı yıkama kuruluşları, krom kaplama fabrikası gibi irili ufaklı birçok tesisler, il merkezinin güneyinde tarım topraklarına zarar vermeden kurulabilecekleri yerler bulunmasına karşın değerli tarım arazileri üzerine yerleştirilmiştir. Bu tesislerin atıkları da Konya Ana Tahliye kanalına boşaltılmaktadır. Bu boşaltılmanın bölgedeki tuz üretimi üzerinde olumsuz etkileri bulunduğu iddia edilmektedir. Durumun gerçek yüzü halen araştırılmaktadır.

Afyon il merkezinin çevresindeki Akar Çay Ovasında, özellikle Afyon-Ankara ve Afyon-Konya karayolları boyunca, çeşitli endüstriyel kuruluşlar hergün biraz daha yaygınlaşmaktadır. Afyon il merkezindeki yerleşim alanları da bölgede bu amaçla ayrılacak alternatif VI. sınıf kabiliyetli alanların varolmasına karşın, ovadaki I. ve II. sınıf araziler yönünde gelişmektedir.