

**İZMİR KATİP ÇELEBİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

**İYONİZE OLMAMIŞ AMONYAK AZOTUNUN (NH₃-N) YUNUS ÇİKLİT
(*Cyrtocara moorii*) BALIKLARI ÜZERİNE AKUT TOKSİK ETKİLERİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Onur CEYLAN

Su Ürünleri Mühendisliği Programı

EYLÜL 2015

İZMİR KATİP ÇELEBİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

İYONİZE OLMAMIŞ AMONYAK AZOTUNUN (NH₃-N) YUNUS ÇİKLİT
(*Cyrtocara moorii*) BALIKLARI ÜZERİNE AKUT TOKSİK ETKİLERİ

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Onur CEYLAN
(Y120107030)

Su Ürünleri Mühendisliği Programı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Ramazan SEREZLİ

EYLÜL 2015

İKÇÜ, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün Y120107030 numaralı Yüksek Lisans Öğrencisi

Onur CEYLAN, ilgili yönetmeliklerin belirlediği gerekli tüm şartları yerine getirdikten sonra hazırladığı “**İYONİZE OLMAMIŞ AMONYAK AZOTUNUN (NH₃-N) YUNUS ÇIKLİT (*Cyrtocara moorii*) BALIKLARI ÜZERİNE AKUT TOKSİK ETKİLERİ**” başlıklı tezini aşağıda imzaları olan jüri önünde başarı ile sunmuştur.

Tez Danışmanı : **Doç. Dr. Ramazan SEREZLİ**
İzmir Katip Çelebi Üniversitesi

Jüri Üyeleri : **Doç. Dr. Yaşar DURMAZ**
Ege Üniversitesi

Doç. Dr. Semih ENGİN
İzmir Katip Çelebi Üniversitesi

Teslim Tarihi : Eylül 2015
Savunma Tarihi : 04 Eylül 2015

ÖNSÖZ

Bu araştırma, İzmir Katip Çelebi Üniversitesi'nde yüksek lisans tezi olarak yürütülmüştür. Amonyanın yunus çiklikler üzerine olan etkileri araştırılmış ve literatüre toksisite çalışması olarak katkıda bulunulmuştur.

Yüksek lisans eğitimim süresince, gösterdiği her türlü destek ve yardımdan dolayı sayın Doç. Dr. Ramazan SEREZLİ hocama en içten dileklerle teşekkür ederim. Ayrıca fakülte de bulunan diğer hocalarıma, Arş. Gör. Adnan Çağlar ORUÇ başta olmak üzere diğer çalışma arkadaşlarıma teşekkürü borç bilirim.

Eylül 2015

Onur CEYLAN

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa</u>
ÖNSÖZ.....	III
İÇİNDEKİLER	IV
KISALTMALAR	V
ÇİZELGE LİSTESİ.....	VI
ŞEKİL LİSTESİ.....	VII
ÖZET.....	VIII
SUMMARY	VI
1. GİRİŞ	1
1.1 Sucul Ortamlarda Amonyak Oluşumu Ve Amonyak Döngüsü	3
1.2 Amonyakın Sucul Canlılara Olan Toksik Etkileri	10
1.3 Yunus Çiklitlerle Yapılan Çalışmalar	20
1.4 Sudaki Toksik Maddelerin Eritrositler Üzerine Etkileri	20
1.5 Sucul Ortamlarda Amonyakın Uzaklaştırılması	21
1.6 Yunus Çiklit Taksonomisi ve Akvaryum Sektöründeki Önemi.....	25
2. MATERYAL VE METOT	27
2.1 Deney Balığı.....	27
2.2 Deney Düzenegi	27
2.3 Amonyak Hazırlanması.....	30
2.4 İyonize Olmamış Amonyak (NH ₃) Analizi.....	30
2.5 LC ₅₀ Değerlerinin Belirlenmesi	31
2.6 Kan Frotillerinin Boyanması ve Hücre Büyüklüklerinin Belirlenmesi.....	31
2.7 Sonuçların Değerlendirilmesi ve İstatistik Analizler	34
3. BULGULAR	35
3.1 Yunus Çiklit Balıklarına Amonyakın Zararlı Etkileri ve LC ₅₀ Değerleri	35
3.2 Eritrosit ölçümleri	38
4. TARTIŞMA VE SONUÇ	42
KAYNAKLAR	46
ÖZGEÇMİŞ	588

KISALTMALAR

NH₃	: İyonize olmamış amonyak
NH₃-N	: İyonize olmamış amonyak azotu
LC₅₀	: Toksik bir maddenin canlıların %50'sini öldüren konsantrasyonu
Kg	: Kilogram
pH	: Hidrojen iyon derişiminin negatif logaritması
g	: Gram
µm	: Mikrometre
NH₄⁺	: İyonize olmuş amonyak (amonyum)
NO₃⁻	: Nitrat
NO₂⁻	: Nitrit
P	: Fosfor elementi
N	: Azot elementi
TAN	: Toplam amonyak nitrojeni
H	: Hidrojen elementi
mg/L (ppm)	: Miligram/Litre
°C	: Santigrad
TCA	: Trikarboksilik asit
ATP	: Adenozin trifosfat
TMAO	: Trimetilamin oksit
Top.-N	: Toplam azot
YDO	: Yem değerlendirme oranı
kJ/mol	: Kilojoule/mol
O₂	: Oksijen elementi
C	: Karbon elementi
m²	: Metrekare
m³	: Metreküp
Dak	: Dakika
Na	: Sodyum elementi

ÇİZELGE LİSTESİ

Çizelge 1.1: Değişik pH ve sıcaklıklarda sulu çözeltilerde toksik amonyak oranları .	4
Çizelge 1.2: Bir ton alabalık tarafından üretilen atık maddeler (kg)	6
Çizelge 1.3: Büyük (2500 ton/yıl) ve orta (200 ton/yıl) ölçekli işletmelere ilişkin azot ve fosfor yükünün tahmini	7
Çizelge 1.4: Bazı tatlısu balıklarında amonyağın akut toksisite değerleri.....	18
Çizelge 2.1: Deneme planı.....	29
Çizelge 3.1: Deneyde elde edilen amonyak LC ₅₀ değerleri.....	38
Çizelge 3.2: Amonyağa maruz bırakılan ve bırakılmayan (Kontrol) grupların, eritrosit uzun eksenlerinin grup istatistikleri.....	39
Çizelge 3.3: Amonyağa maruz bırakılan ve bırakılmayan (Kontrol) grupların, eritrosit uzun eksenlerinin bağımsız örnekler testi.....	40
Çizelge 3.4: Amonyağa maruz bırakılan ve bırakılmayan (Kontrol) grupların, eritrosit kısa eksenlerinin grup istatistikleri.....	40
Çizelge 3.5: Amonyağa maruz bırakılan ve bırakılmayan (Kontrol) grupların, eritrosit kısa eksenlerinin bağımsız örnekler testi.....	41

ŞEKİL LİSTESİ

Şekil 1.1: Protein ve amino asit metabolizmasının genel akış şeması.....	5
Şekil 1.2: Ornitin döngüsü.....	5
Şekil 1.3: Bir balık havuzunda nitrojen döngüsü	8
Şekil 1.4: Balıklar tarafından kullanılan amonyak toksisite giderim stratejisi.....	11
Şekil 1.5: <i>Cyrtocara moorii</i>	25
Şekil 2.1: Çalışmanın yapıldığı deney düzeneği.....	28
Şekil 2.2: Su parametreleri ölçümünde kullanılan cihazlar	30
Şekil 2.3: Balıktan kan alma işlemi	32
Şekil 2.4: Sürme kan frotisinin hazırlanması.....	32
Şekil 2.5: Eritrosit ölçümlerinde kullanılan ışık mikroskobu.....	33
Şekil 2.6: Eritrosit ölçümü (a- uzun eksen, b- kısa eksen).....	34
Şekil 3.1: İyonize olmamış amonyağa maruz bırakılan balıklar.....	36
Şekil 3.2: İyonize olmamış amonyağa maruz bırakılan ölen balıklar.....	37
Şekil 3.3: İyonize olmamış amonyağa eritrositler üzerine etkisi.....	38
Şekil 3.4: İyonize olmamış amonyağa maruz bırakılan ve kontrol gruplarının eritrosit ölçümleri (a) Uzun eksen (μm), (b) Kısa eksen (μm).....	39

İYONİZE OLMAMIŞ AMONYAK AZOTUNUN (NH₃-N) YUNUS ÇIKLİT (*Cyrtocara moorii*) BALIKLARI ÜZERİNE AKUT TOKSİK ETKİLERİ

ÖZET

Akvaryum balığı yetiştiriciliği günden güne artış göstermekle birlikte, üretilen tür sayısında da çok ciddi artış görülmektedir. Çiklit balığı türlerinden biri olan yunus çiklit balığı ülkemizde son zamanlarda üretimi yaygınlaşan bir tür olup, günümüzde akvaryumlar için en fazla popüler olan türler arasında ilk sıralarda yer almaktadır. Akvaryum sistemleri genellikle statik olarak çalışan sistemler olduğundan, su parametreleri ile ilgili sorunlar çok sık yaşanmakta ancak üreticiler bu sorunların kaynağını bilememektedirler. Bu çalışma ile yunus ciklit balığı yavrularının (0.84±0.1 g) toksik azotlu bileşiklerden olan iyonize olmamış amonyağına toleransları 24, 48, 72 ve 96 saatlik LC₅₀ değerleri belirlenerek PROBİT analizi ile ortaya konulmuştur. Ayrıca iyonize olmamış amonyağın kan hücrelerinden eritrositlerin büyüklüğüne olan etkileri incelenmiştir.

Sonuçta 24, 48, 72 ve 96 saatlik LC₅₀ değerleri sırası ile 1.18, 1.03, 0.91, 0.83 mg/L olarak hesaplanmıştır. Eritrositlerin büyüklükleri kısa ve uzun eksen olarak ölçülmüştür. Deneme grubunda uzun eksen 12.78±0.044 µm ve kısa eksen 6.87±0.025 µm ve kontrol grubunda uzun eksen 11.80±0.042 µm kısa eksen 6.72±0.026 µm bulunmuştur. Amonyaga maruz kalan balıkların eritrositlerinin büyüdüğü istatistiksel olarak ortaya konulmuştur (p<0.005).

ACUTE TOXIC EFFECTS OF UN-IONIZE AMMONIUM NITROGEN (NH₃-N) ON BLUE DOLPHIN CICHLID (*Cyrtocara moorii*)

SUMMARY

Aquarium fish cultivation increased from day to day, however, the very significant increase in the number of species is produced. One type of cichlid fish, dolphin fish, which is a kind of expanding production in recent times in our country today, the most popular species for aquariums is in the first place. Aquarium systems generally work as static, as it is happening very frequently have problems with water parameters but the manufacturer don't know the source of the problems. In this study we will manufacture dolphin cichlids in our aquaculture system. Doses of fish for a period of up to 96 hours by death may occur with exposure of ammonia toxicity values. In this study, dolphin cichlid fish fry (0.84±0.1 g) tolerance to unionized ammonia which is toxic nitrogen compounds 24, 48, 72, and 96 hour LC₅₀ values determined by using probit analysis. Also the effects of the of the unionized ammonia on size of erythrocyt cells were investigated.

In detail, LC₅₀ values of 24, 48, 72 and 96 hour were calculated 1.18, 1.03, 0.91, 0.83 mg/L. The size of erythrocytes short and long axis were measured. In experimental group long axis was measured 12.78±0.044 µm short axis was measured 6.87±0.025 µm length. In control group long axis was measured 11.80±0.042 µm, short axis was measured 6.72±0.026 µm length. Fish erythrocytes which are exposed to ammonia statistically bigger than control group (p <0.005).

1. GİRİŞ

Su, yeryüzünde yaşayan canlılar için tüm yaşamsal faaliyetleri sürdürebilmeleri adına hayati öneme sahip olan en önemli madde olarak bilinmektedir. Özellikle suda yaşayan organizmalar için diğer ortamlarda bulunan canlılara nazaran çok daha önemlidir. Organizmalara göre farklılık göstermekle birlikte yeryüzünün 2/3'ünü oluşturmaktadır. Suyun içerisinde bulunan çözülmüş ve/veya çözünmemiş maddeler, ortamın kalitesini belirlemektedir.

Havanın %80'ini oluşturan azot, su içerisinde iyonize olmamış amonyak (NH_3), iyonize olmuş amonyak (amonyum, NH_4^+), nitrat (NO_3^-) ve nitrit (NO_2^-) gibi çeşitli formlarda bulunmaktadır. Amonyum toplam azot parametresinin bir bileşeni olarak alıcı ortamlarda fosforla (P) birlikte alg oluşumuna neden olarak ötrofikasyon sorunu oluşturmasının yanında, nitrifikasyon prosesi ile önce nitrit ve sonra da nitrate dönüşerek sudaki oksijeni kullanmakta ve oksijen ihtiyacının artmasına neden olmaktadır. Ayrıca NH_3 formunda balıklar üzerinde toksik etki göstermektedir.

Dünya genelinde su kaynaklarındaki balık stokları hızla tükenmektedir. Bu tükenmenin etkisi sonucu çeşitli sorunları da beraberinde getirmektedir. Su ürünleri yetiştiriciliği, insan gıdası olarak ve/veya diğer kullanımlar için yetiştirilen su ürünleri, negatif yönde devam eden tükenmeye karşılık bir çözüm olarak büyüyen bir sektör durumundadır.

Profesyonel su ürünleri yetiştiricilik faaliyetlerinin ekonomisi bu sistemlerde yetiştirilen sucul hayvanların yüksek yoğunluklardaki kültürüne bağlıdır. Yüksek yoğunlukta yetiştiricilik sistemlerinde başlıca sorun teşkil edebilecek olan amonyak ve nitrit azotlu atıkları, bu ortamlarda kültüre alınan canlıların yaşamsal faaliyetlerini etkilemenin yanında çevresel sorunları da beraberinde getirir.

Dünyada balık üretimi, üretilen yemlerin yoğun kullanımıyla artmaktadır. Günümüzde yetiştiricilikte kullanılan gıdaların geliştirilmesi ve suya atılan nutrientlerin azaltılması balık yetiştiriciliğindeki ana hedeflerdendir. Balık tarafından üretilen metabolik atıklarda bulunan azot (N) ve fosfor (P), entansif yetiştiricilik

sistemlerinde en çok çözülmüş N ve P'nin ana kaynağıdır. Yetiştiricilik sistemlerinden atılan bu iki elementin, sucul ekosistemlerde değişime ve ötrofikasyona yol açabilmektedir (Jahan ve ark., 2003a). Bu çözülmüş atıkların sistemlerden çıkışlarının azaltılması, dünyada uzun vadeli sürdürülebilir yetiştiriciliğin yapılmasına imkan sağlayabilir. Balık tarafından atılan sindirim artıklarının miktarı, yetiştirme kapasitesine, balık türüne, yetiştiricilik uygulamalarına, verilen besinin sindirilebilirlik özelliklerine bağlıdır (Mallekh ve ark., 1999).

Balık beslemede teknolojinin gelişimine bağlı olarak, ekstrüde yem kullanımında önemli bir gelişme olmuştur. Bu yemler yüksek stabilite ve sindirilme oranına sahip olup, atılan besin miktarında önemli bir azalma sağlamıştır (Johnsen ve ark., 1993). Balıkların, insanlar tarafından tüketilen diğer hayvanlara göre daha fazla protein gereksinimleri vardır. Buna bağlı olarak yetiştiricilik sistemlerinde protein ihtiyacını optimize etme ihtiyacı duyulmaktadır. Sisteme giren proteinlerin yıkımlanması sonucu oluşan amonyak konsantrasyonları, entansif yetiştiricilikte su kalitesini sınırlayıcı özellik göstermektedir (Thomas ve Piedrahita, 1998).

Sucul hayvanlarda sularda akut veya kronik olarak bulunan maddeler vücuda deri ve/veya solungaçlarla girerek, kan dolaşım sistemi ile doku ve organlara taşınırlar. Son yıllarda yapılan çalışmalarda herhangi bir toksik maddenin balık populasyonları üzerinde yaratabileceği olumsuz durumların en erken tespitinin kan parametreleri ve histopatolojik incelemeler sonucu elde edilebildiği ve toksikolojik çalışmaların tüm dünyada bu yöne yönelmiş olduğu da bilinen bir olgudur (Svobodova ve ark., 1994; Metcalfe, 1998).

Su ürünleri yetiştiriciliğinin bir kolu da akvaryum canlılarının yetiştiriciliği olmakla birlikte başlı başına geniş bir sektördür. Akvaryum sistemleri tam kapalı devre sistemler olduğundan su kalitesi ve bunun devamlılığı oldukça önemlidir. Kapalı devre sistemlerde birçok madde peyder pey artmakta bu da canlıların tolere edebileceği değerlerin üzerine çıktığında canlıların ölümü ile sonuçlanmaktadır.

Bu tez çalışmasında, akvaryum sektöründe yaygın olarak üretilen ve kullanılan bir tür olan yunus çiklit (*Cyrtocara moorii*) balık yavrularının sularda en çok problem teşkil eden toksik bir madde olan amonyağa karşı toleranslarının belirlenmesi amaçlanmıştır. Çalışmada LC₅₀ 24, 48,72 ve 96 saatlik sürelerle belirlenmiştir.

Yine bu çalışma ile şekilli kan hücrelerinden olan eritrositlerin büyüklüklerinde bir değişim olup olmadığı belirlenmiştir.

1.1. Sucul Ortamlarda Amonyak Oluşumu ve Amonyak Döngüsü

Amonyak balıkta proteinlerin metabolik yıkımlanmasında en önemli son üründür. Balık beslenme esnasında besinleri sindirir, metabolize eder ve daha sonra solungaçları ve ortama bıraktığı dışkıyla amonyağı dışarı atar. Balık tarafından dışarı atılan amonyak miktarı havuza ya da kültür sistemine alınan besin miktarıyla doğrudan orantılıdır. Yani besin miktarı arttıkça dışarı atılan amonyak miktarı da artar. Balığın azotlu boşaltım ürünlerinde %60'dan %80'e kadar bulunabilen amonyak, protein katabolizmasının son ürünüdür (Salin ve Williot 1991). Amonyak aynı zamanda tüketilmemiş besin ya da ölü alg ve su bitkileri gibi organik maddelerin ayrışmasıyla bakteriler aracılığıyla sucul ortama girebilir (Durborov ve ark., 1997).

Sucul ekosistemlerde çözülmüş inorganik azotun, amonyak, amonyum, nitrit ve nitrat gibi formları bulunmaktadır (Kinne, 1984; Howarth, 1988; Day ve ark., 1989; Wetzel, 2001; Rabalais, 2002). Amonyak ise toplam amonyak nitrojeni (TAN) olarak ifade edilir. İyonize olmamış amonyak (NH₃) ve iyonize olmuş amonyumdan (NH₄⁺) oluşur. TAN'nın sadece bir kısmı olan iyonize olmamış amonyak (NH₃) toksiktir ve bu iyonize olmamış amonyak ile amonyum iyonu arasında pH ve sıcaklığa bağlı olan aşağıdaki gibi bir denge vardır (Durborov ve ark., 1997).



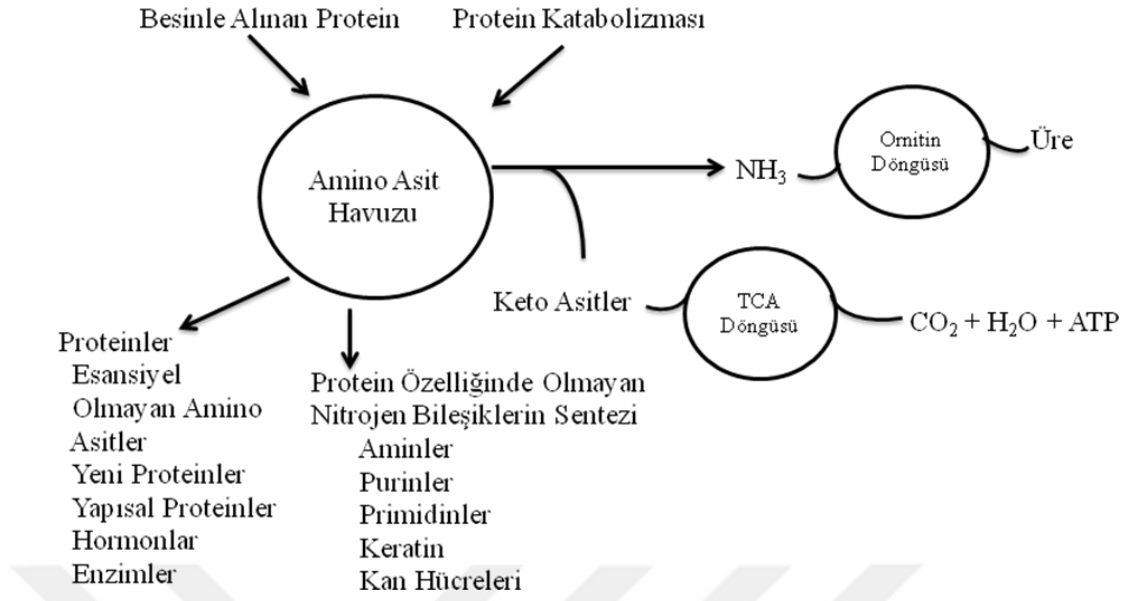
TAN içindeki toksik formun oranı suyun sıcaklığına ve pH miktarına göre değişir. PH bir birim arttığında, iyonize olmamış amonyak miktarının yaklaşık 10 kat arttığı bildirilmektedir (Durborov ve ark., 1997). Amonyak miktarının hesaplanmasında kimyacılar tarafından oluşturulan dönüşüm tablolarından yararlanılır. Havuzdaki toksik olan amonyak miktarının belirlenmesi için öncelikle TAN belirlenmelidir ve daha sonra su sıcaklığına ve pH'a dayanan çizelge 1.1 üzerindeki değere bakılarak hesap yapılabilir. Bu değer su içinde mevcut olan toksik amonyak konsantrasyonunu (mg/L veya ppm) hesaplayabilmek için TAN ile çarpılır. Örneğin; pH'ı 8.6, sıcaklığı

30°C ve TAN 3 mg/L ise 3 mg/L ile 0.2422 çarpılır ve 0.73 mg/L toksik amonyak (NH₃) elde edilir (Durborov ve ark., 1997).

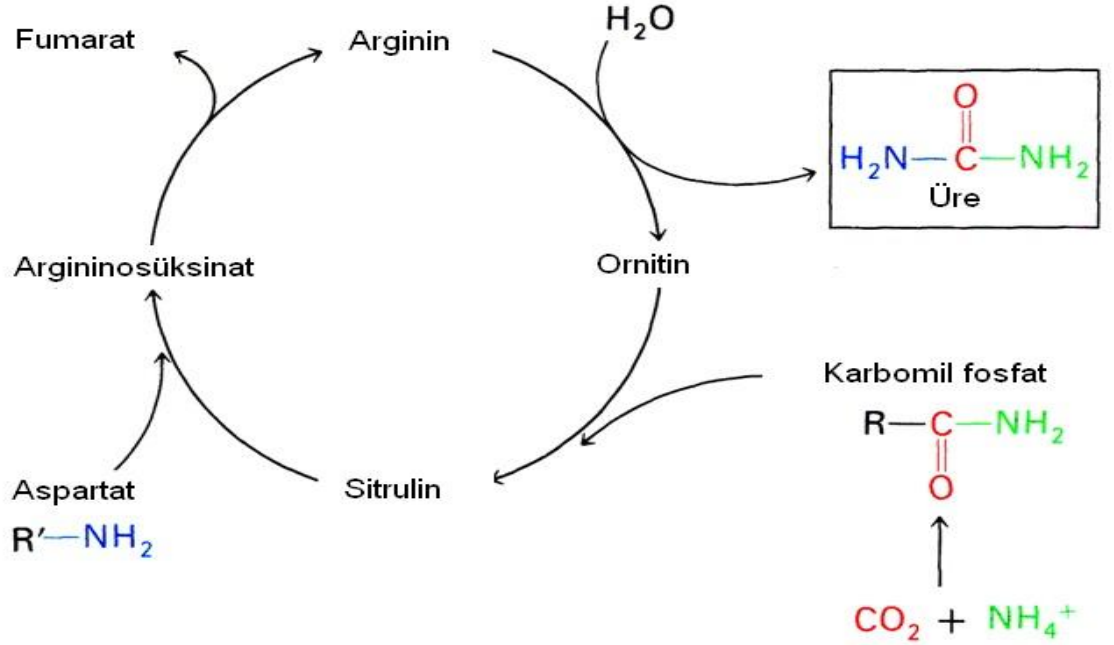
Çizelge 1.1: Değişik pH ve sıcaklıklarda sulu çözeltilerde toksik amonyak oranları (Emerson ve ark., 1975).

pH	SICAKLIK (°C)												
	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30
7.0	.0013	.0016	.0018	.0022	.0025	.0029	.0034	.0039	.0046	.0052	.0060	.0069	.0080
7.2	.0021	.0025	.0029	.0034	.0040	.0046	.0054	.0062	.0072	.0083	.0096	.0110	.0126
7.4	.0034	.0040	.0046	.0054	.0063	.0073	.0085	.0098	.0114	.0131	.0150	.0173	.0198
7.6	.0053	.0063	.0073	.0086	.0100	.0116	.0134	.0155	.0179	.0206	.0236	.0271	.0310
7.8	.0084	.0099	.0116	.0135	.0157	.0182	.0211	.0244	.0281	.0322	.0370	.0423	.0482
8.0	.0133	.0156	.0182	.0212	.0247	.0286	.0330	.0381	.0438	.0502	.0574	.0654	.0743
8.2	.0210	.0245	.0286	.0332	.0385	.0445	.0514	.0590	.0676	.0772	.0880	.0998	.1129
8.4	.0328	.0383	.0445	.0517	.0597	.0688	.0790	.0904	.1031	.1171	.1326	.1495	.1678
8.6	.0510	.0593	.0688	.0795	.0914	.1048	.1197	.1361	.1541	.1737	.1950	.2178	.2422
8.8	.0785	.0909	.1048	.1204	.1376	.1566	.1773	.1998	.2241	.2500	.2774	.3062	.3362
9.0	.1190	.1368	.1565	.1782	.2018	.2273	.2546	.2836	.3140	.3456	.3783	.4116	.4453
9.2	.1763	.2008	.2273	.2558	.2861	.3180	.3512	.3855	.4204	.4557	.4909	.5258	.5599
9.4	.2533	.2847	.3180	.3526	.3884	.4249	.4618	.4985	.5348	.5702	.6045	.6373	.6685
9.6	.3496	.3868	.4249	.4633	.5016	.5394	.5762	.6117	.6456	.6777	.7078	.7358	.7617
9.8	.4600	.5000	.5394	.5778	.6147	.6499	.6831	.7140	.7428	.7692	.7933	.8153	.8351
10.0	.5745	.6131	.6498	.6844	.7166	.7463	.7735	.7983	.8207	.8408	.8588	.8749	.8892
10.2	.6815	.7152	.7463	.7746	.8003	.8234	.8441	.8625	.8788	.8933	.9060	.9173	.9271

Balıklarda protein metabolizması, balık türüne göre değişmekle birlikte mide ve bağırsaklarda pepsin, tripsin, peptidaz, dipeptidaz ve polypeptidaz gibi enzimlerle amino asitlere dönüşen proteinler, mukozal hücreler vasıtasıyla kana absorbe olurlar. Absorbe edilip amino asit havuzuna giren amino asitlerden öncelikle esansiyel olmayan amino asitlerin, yapısal proteinlerin, hormon ve enzimlerin sentezinin yanında nitrojen içerip protein yapısında olmayan amin, purin, primidin, keratin ve kan hücrelerinin sentezi yapılır. Yapısal ihtiyaçlar karşılandıktan sonra geriye kalan amino asitler deaminasyona uğrar ve α -keto asitleri ile amonyak oluşur (Şekil 1.1). Oluşan bu ürünler daha sonra trikarboksilik asit (TCA) ve ornitin döngüsü gibi metabolik yolları izlerler. Deaminasyon işlemi sonunda ortaya çıkan amonyak ise ornitin döngüsüne girerek üreyi oluşturur (Doğan ve Erdem, 2008; Şekil 1.2). Birçok balık ornitin üre döngüsüyle amonyağı toksik üreye dönüştürme kapasitesine sahipken, bu mekanizma çoğu teleostlarda bastırılır çünkü amonyağın çevreye difüzyonu, üre yapmaktan daha az enerji gerektirir.



Şekil 1.1: Protein ve amino asit metabolizmasının genel akış şeması (Walton, 1985).



Şekil 1.2: Ornitin döngüsü (Stryer, 1988).

Balıklarda protein metabolizmasının son ana ürünü amonyaktır ve toplam protein metabolizma atığının %75-90'ını oluşturmaktadır. Karaciğerde parçalanmış amonyak, kan yoluyla solungaçlara taşınır ve solungaçlardan su ortamına salınır (Dostat ve ark., 1995). Protein metabolizması atım ürünlerinin diğer önemli bir kısmını ise %5-15 oranıyla üre oluşturur. Amonyak ve üre %80-90 oranında solungaçlardan atılır.

Balıklarda üre oluşumu, arginin içerikli yemler ve/veya ürik asitin parçalanması sonucu ortaya çıktığı düşünülmektedir (Mommssen ve Walsh, 1991; Walsh, 1998). Üre ve amonyağın yanı sıra balıklarda protein metabolizmasının atım ürünleri arasında trimetilamin oksit (TMAO), kreatin, kreatinin, ürik asit, inülin, paraaminohippurik asit ve amino asitler gibi diğer bileşiklerde bulunmaktadır. Tüm atım ürünlerinin büyük bir kısmı solungaçlar ile dışarı atılırken, çok küçük bir kısmı da idrar ile dışarıya atılmaktadır (Smith, 1989; Wedemeyer, 1996).

Laird ve Needman, (1987), yaptıkları bir araştırmada 1 ton alabalıktan elde edilen net nitrojen miktarını aşağıdaki gibi hesaplamışlardır:

Amonyak	55,5 kg
Nitrit	1,8 kg
Nitrat	10,2 kg

Farklı araştırmacıların 1 ton alabalıktan kg olarak tesbit etmiş oldukları, atık madde miktarları aşağıda verilmiştir (Çizelge 1.2).

Çizelge 1.2: Bir ton alabalık tarafından üretilen atık maddeler (kg).

	NH₃-N	Top.-N
Alabaster (1982)	36-146	-
Penczakve ark. (1982)	-	100
Phillips ve ark. (1986)	-	78-117
Solbe (1982)	55	-
Warrner-Hansen (1982)	45	83

Bir diğer çalışmada büyük ölçekli bir alabalık işletmesinde (2500 ton/yıl, YDO: 0,80) azot yükü bir ton balık üretimi için 59.08 kg ve fosfor yükü 4.01 kg; orta ölçekli bir işletmede (200 ton/yıl, YDO: 1.25) ise bir ton balık üretimi için azot ve fosfor yükleri sırasıyla 106.25 kg ve 10.75 kg olarak tahmin edilmiştir (Yıldırım ve Pulatsu, 2011;Tablo 1.3).

Çizelge 1.3: Büyük (2500 ton/yıl) ve orta (200 ton/yıl) ölçekli işletmelere ilişkin azot ve fosfor yükünün tahmini (Yıldırım ve Pulatsu, 2011).

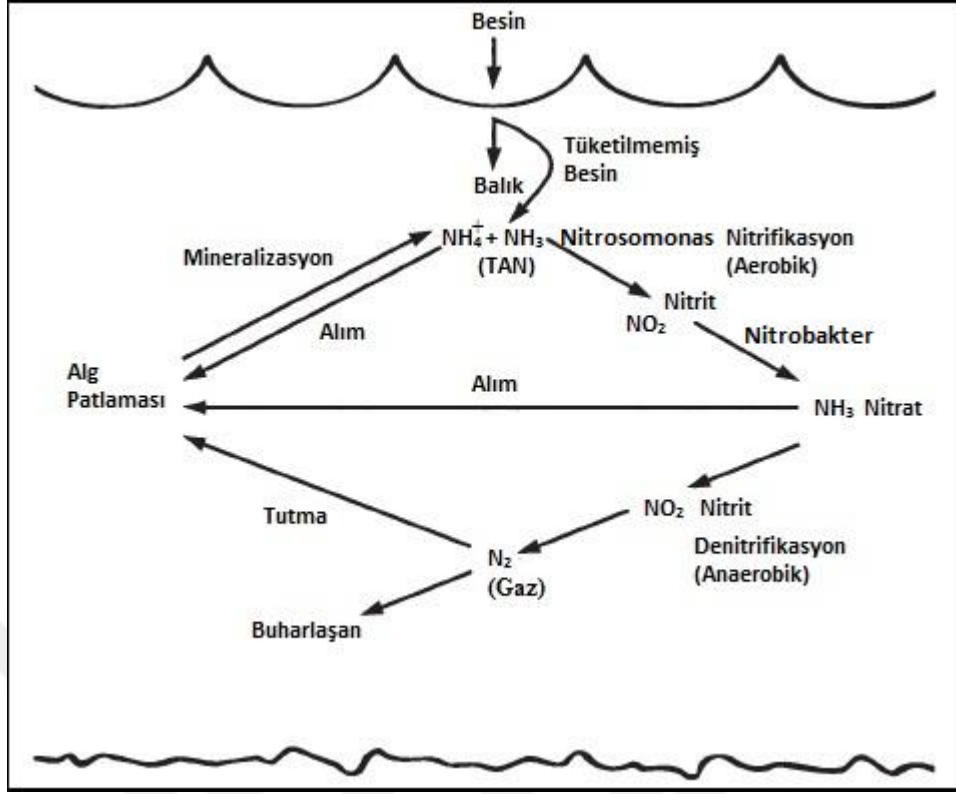
Kapasite (ton/yıl)	Tüketilen yem (ton/yıl)	YDO	Alıcı ortama bırakılan tahmini yük			
			N (kg)	P (kg)	(kg/ton yem*)	(kg/ton balık**)
2500	2002	0.80	147710	10030	73.78 kg N	59.08 kg N
					5.01 kg P	4.01 kg P
200	250	1.25	21250	2150	85.0 kg N	106.25 kg N
					8.60 kg P	10.75 kg P

* İşletmelerde kullanılan yemin N içeriği %10,5 ve P içeriği ise %1,5 dur.

** Alabalık için kuru madde oranı %25, N içeriği %10/kuru madde, P içeriği %3,2/kuru madde.

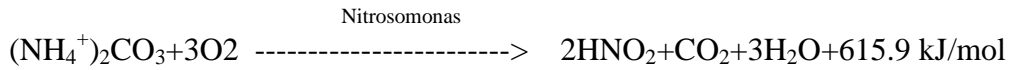
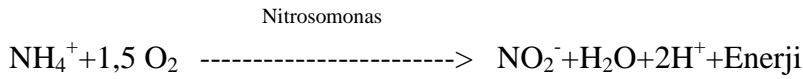
Azot canlı yapısının temel elementlerinden birisidir. Azotun çoğunluğu proteinlerde amino asitler olarak bulunur ve canlıların besininin vazgeçilmez bir bileşenini oluşturur. Canlı bünyesinin yanı sıra besin maddelerinde ve ölü organizmalarda bulunan azot, doğada, atmosfer-su sisteminde "azot döngüsü" denilen bir döngü içinde sürekli bir dolanım halindedir.

Sulardaki bileşik olan azot; algler ve bakteriler tarafından önce nitrite ardından nitrate dönüştürülürler. Bu dönüşümde amonyağı nitrite dönüştüren bakteriler nitrosomonas, nitriti nitrate dönüştüren bakteriler nitrobakterler olarak isimlendirilirler. Bitkisel proteinlerin bir bölümü, ölüm sonucunda çürükçül bakteriler aracılığıyla ara ürün denilen büyük parçalara ve oradan da amonyağa dönüştürülür. Bitkisel proteinlerin diğer bölümü ise, bitkisel canlılarla beslenen hayvanların bünyelerinde hayvansal proteine dönüşmektedir. Hayvansal proteinin de, ölüm sonucu, çürükçül bakteriler tarafından önce ara ürüne, sonra da amonyağa çevrilmektedir. Amonyanın bir bölümü, önce oksijenli ortamda Nitrosomonas bakterileri tarafından nitrite (NO_2^-), ortamda oluşan nitrit daha sonra Nitrobakter bakterileri tarafından nitrate (NO_3^-) dönüştürülür (Nitrifikasyon). Amonyanın diğer bölümü de, indirgen bakteriler tarafından çözümlenerek sudaki çözünmüş azotu oluşturmaktadır. Çözünmüş azot, nitratlara dönüştürülerek bitki bünyesine katılmaya, başka bir deyişle bitkisel protein oluşturmaya hazır duruma gelmektedir. Bu dolaşım, su içinde kesintisiz bir biçimde devam etmekte ve böylece sistemdeki denge bozulmamaktadır (Göksu, 2003; Şekil 1.3).

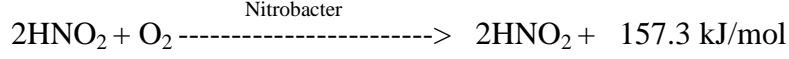
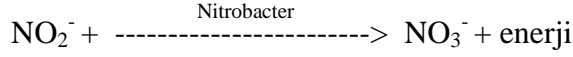


Şekil 1.3: Bir balık havuzunda nitrojen döngüsü. (Durborov ve ark., 1997).

Azot döngüsü sırasında nitrifikasyon reaksiyonları büyük önem taşır. Nitrifikasyon ototrof iki bakteri türü tarafından gerçekleştirilir. Bunlardan nitrit bakterileri diye isimlendirdiğimiz nitrosomonas grubu amonyumu nitrite dönüştürür. Nitrosomonas türleri; aerob ve ototrof olup, optimum yaşam koşulları pH 8-9, sıcaklık 25-30 °C'dir. Nitrobacter türleri; optimum yaşama koşulları pH 7.6-8.6, sıcaklık 25-28 °C arasındadır (Uslu ve Türkman, 1987).



Nitrosomonas tipi bakteriler organik karbondan yoksun su ortamlarında yaşarlar. Bu nedenle amonyak oksidasyonu ancak karbonlu madde oksidasyonunun tamamlanmış olduğu ortamlarda gerçekleşir. Nitrat bakterileri diye isimlendirilen Nitrobacter grubu ise nitriti nitrata dönüştürür (Wezernak ve Gannon, 1967).



Nitrobacter de nitrosomonas gibi organik karbonun bulunmadığı ortamlarda yaşayabilmektedir. Ayrıca bu bakteriler, amonyum tuzlarının bulunduğu koşullarda yaşayamadığından amonyum azotu nitrite dönüşmeden faaliyete geçmemektedirler. Yukarıdaki reaksiyonlarda görüldüğü gibi amonyumun nitrite yükseltgenmesinde 1g NH₄-N için 3.43 g O₂, nitritin nitrata yükseltgenmesinde ise 1 g NO₂-N için 1.4 g O₂ gerekmektedir (Wezernak ve Gannon, 1967).

Yetiştiricilik sistemlerinde N giriş-çıkışlarıyla ilgili çok az bilgi mevcuttur (Gross ve ark., 2000). Balık unu ve soya unu gibi protein kaynakları, N asimilasyonunu ve kullanım verimliliğini arttırabilmektedir (Hargreaves, 1998). Balık yemlerinde bitkisel protein kaynaklarının kullanılması balık büyümesi ve N atıkları üzerine farklı etkileri vardır. Sentetik amino asitlerde dahil olmak üzere daha yüksek oranda bitkisel protein kaynaklı yemlerle protein seviyelerinin azaltılması, azot atılımını azaltan önemli bir mekanizmadır (Cheng ve ark., 2003).

Fosfor, nükleik asit ve hücre zarında önemli bir mineral olmakla birlikte iskelet dokuların yapısal bileşenlerinin temel yapı taşı olup, enerji işlemlerine doğrudan katılırlar (Nrc, 1993). Balıklar sudan bu minerali emebilirler fakat ortamın düşük P konsantrasyonları nedeniyle yem ile takviyesi gerekmektedir. Gökkuşuğu alabalıklarında bu diyetlerle alınan inorganik P, bağırsakta %10 ve pilorik çekumda %90 olarak ortaya çıkar. Diyetlerdeki uygun P seviyeleri, pilorik çekumda toplam inorganik P alımının yaklaşık %92'sini kapsıyorsa bunu düzenlemeye gerek yoktur. Ancak P yönünden fakir diyetlerde, Na/P taşıyıcı gerekli hale gelir (Sugiura ve Ferraris, 2004). Balık yemleriyle fazla atılan yüksek P seviyeleri, suyun kalitesini bozarak ötrofikasyonun ana nedeni olmaktadır (Kim ve ark., 1998b). Yetiştiricilik sistemlerinde daha az P üreten balık beslemeleri formüle edildiğinde, mevcut P yeterliliğinin büyümeyi destekleyici olması dikkate alınmalıdır (Jahan ve ark.,

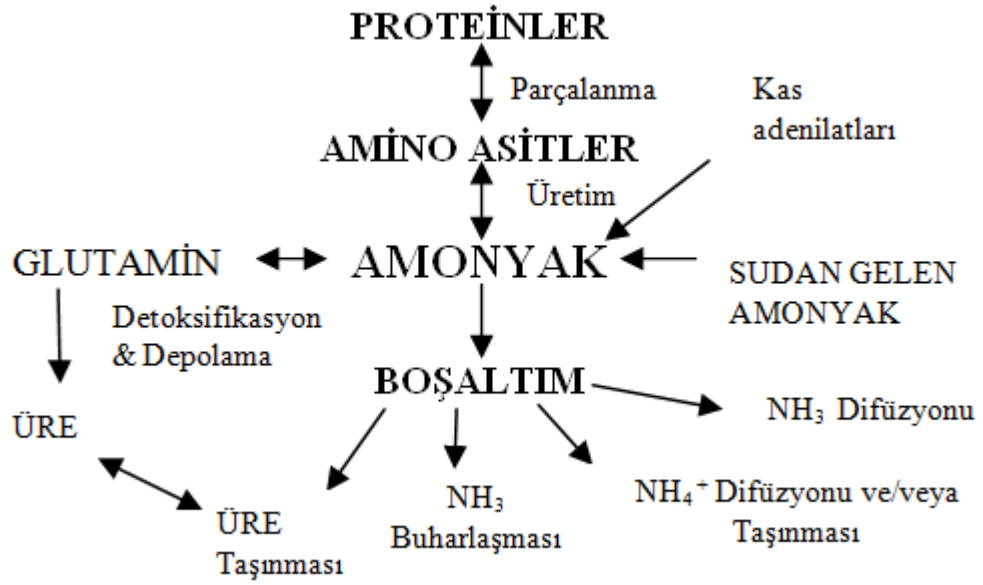
2003b). Üretilen yemlerde balık unununun azaltılması ve farklı protein kaynaklarının özellikle bitkisel proteinlerin kullanılması balık performansını etkilemeden N ve P atılımını azaltabilir.

Balıkların diğer canlılara kıyasla dışarıya yüksek oranda amonyak bırakması, bazı avantajlar sağlamaktadır. Öncelikle dışarı atılan bileşikler arasında amonyak, en basit ve küçük olanıdır. Bundan dolayı, solungaç membranlarından kolaylıkla geçebilmekte ve bu ürünün dışarı atılmasında daha az enerji harcanmaktadır (Doğan ve Erdem, 2008).

Balıklarda amonyak atımında problem, solungaçtan suya amonyağın verilmesinde başlamaktadır. Suyun amonyak konsantrasyonu ve pH'sı balığın vücut sıvısından düşükse, NH_3 solungaçlardan suya hızlı ve kolayca verilebilmektedir. NH_3 solungaç membranlarından geçip suya atılırsa, NH_4^+ 'e dönüşür. Bu dönüşüm hızı suyun sıcaklık ve pH'sına bağlı olarak değişir. Suyun pH'sı arttıkça, NH_4^+ 'e göre NH_3 'ün konsantrasyonu artar ve solungaç epitel dokusundan NH_3 geçmesi zorlaşır. Gerçekten de, sudaki NH_3 konsantrasyonu yükselince, NH_3 'ün solungaç epitel hücrelerindeki hareketi tersine dönebilir. Yani, sudaki yüksek NH_3 konsantrasyonundan dolayı, NH_3 akımı solungaçlardan balık vücuduna doğru olabilmektedir. Bu nedenle, özellikle alabalık türlerinde suyun belirli aralıklarla yenilenmesi şarttır (Akyurt, 2004).

1.2. Amonyakın Sucul Canlılara Olan Toksik Etkileri

Amonyak, sucul organizmaların, baş etmek zorunda oldukları ilk toksik maddelerden biridir. Amonyak gelişmiş omurgalılarda, güçlü bir nörotoksin olup, etki mekanizması tam olarak anlaşılmış değildir. Amonyak toksisitesi, toplam amonyak olarak ifade edilir, suyun pH ile artar ve biyolojik membranlara NH_3 halinde girdiğinden dolayı buradaki oranı da artar. Ortamda artmış olan amonyak seviyeleri, amonyak atılımını ve/veya ortamdaki amonyak alımına neden olabilir. Sonuçta da ölümler görülebilir. Çoğu balık türü yüksek amonyak seviyelerini tolere edemezken bazı türler ise bunu vücutlarında muhafaza edebilir (Randall ve ark., 1999) ve/veya amonyağın ortamda daha az toksik maddelere dönüşümüyle bunu tolere edebilmektedir (Levi ve ark., 1974; Dabrowska ve Wlasow, 1986; Randall ve ark., 1989; Mommsen ve Walsh, 1992; Peng ve ark., 1998; Şekil 1.4).



Şekil 1.4: Balıklar tarafından kullanılan amonyak toksisite giderim stratejisi (İp ve ark., 2001a,b uyarlanmıştır).

Akut ve kronik amonyak kriterleri, sucul sistemlerde amonyak standartlarını geliştirmek için kullanılır. Bu kriterler yapılan akut ve kronik çalışmalara dayandırılmaktadır. Toksikite testleri zamana bağlı olarak akut veya kronik olabilir. Akut testler 2-7 gün arasında olurken kronik testler 7 günden fazla sürebilir. Yapılan testlerde, %50 sinin ölümüne yol açan konsantrasyonlar organizmaya bağlı olarak değişebilmektedir (Stephan ve ark., 1985).

Yapılan toksisite çalışmaları ve veriler karşılaştırıldığında parametrelere bağlı değişiklikler gözlenebilmektedir. Bu parametre değişiklikleri, organizmanın yaş ve boyutu, toksinlere maruz kalma süresi, iletkenlik, sıcaklık ve pH değerinden etkilenmektedir. Sıcaklık ve pH parametreleri özellikle önemlidir. Çünkü TAN oranlamada en etkili iki faktördür (Çizelge 1.1).

Çözünmüş oksijen seviyeleri nitrat-amonyak dönüşümü için en önemli faktörlerden biridir. Nitrifikasyon bakterilerinin atık ürünleri okside edebilmeleri için suyun oksijen seviyesinin yeterli düzeyde olması gereklidir. Düşük oksijen seviyeleri ortamda bulunan aerobik bakteriler ile nitrifikasyon bakterileri arasında bir rekabete yol açabilmektedir (Hargreaves 1998). Hargreaves (1998) nitritin nitrate dönüşümünün, amonyağın nitrate dönüşümünden daha fazla oksijen seviyelerine gerek duyduğundan bahseder. Bu nedenle düşük oksijenli sularda, nitrit ve amonyak

birikmesine yol açarak organizmalar üzerinde toksik etki yapar. Bir diğer dolaylı etkisi de sudaki organizmaların solunum oranının ve çözünmüş azotlu bileşiklerin alımının artmasına neden olur (Thurston ve ark., 1981b). Mutluay ve Demirak, (1996) da yaptığı diğer bir çalışmada 19.8°C sabit sıcaklıkta sudaki çözünmüş oksijenin 1.5 ppm'den 8.5 ppm'e artması iyonlaşmamış amonyağın toksikliğini tüm konsantrasyonlarda azalttığını belirtmiştir.

Sıcaklık ve pH su ortamında iyonize olmuş ve iyonize olmamış amonyağın parçalanmasında önemlidir. Sıcaklık arttıkça TAN içindeki, amonyum iyonu da artar (Bower ve Bidwell, 1978). Ayrıca su sıcaklığındaki bir artışın, balıklarda solunum oranının arttığı bildirilmiştir (Jobling, 1980). Artan oksijen tüketimi amonyak/nitrit alımında artışa bağlı olabilmektedir.

Balıkların dinlenme evresiyle karşılaştırıldığında yüzme sırasında içsel amonyak seviyesi artmaktadır. Gökkuşuğu alabalıkları ve Coho salmonlarında, sudaki artan amonyak seviyesi kritik yüzme hızında önemli bir doğrusal azalma göstermiştir (Shingles ve ark., 2001; Wicks ve ark., 2002).

Akut toksisite testleri gökkuşuğu alabalığında yüzme esnasında LC₅₀ değeri 207±21.99 mg/L N'den dinlenme sırasında 32.38±10.81 mg/L'ye düştüğünü ortaya koymuştur (Wicks ve ark., 2002). Stres balıklarda kortizol seviyelerinde (Wendelaar Bonga, 1997), protein katabolizmasında (Mommsen ve ark., 1999) ve amonyak üretiminde artışa neden olur.

Genellikle bir organizmada artan yaş, toksinlere olan hassasiyeti de artırır. Genç organizmalar için amonyak ve nitrit düzeylerinin stabilizasyonu organizmaların yaşam faaliyeti için özellikle önemlidir.

Yüksek amonyak seviyeleri balıklarda akut etki oluşturarak denge kaybı, kasılma ve ölüme neden olmaktadır (Randall ve Tsui, 2002). Düşük amonyak seviyelerinin ise balıklarda; yüzme hızında yavaşlama (Shingles ve ark., 2001), solungaç, karaciğer ve böbreklerde histopatolojik değişiklikler (Benli ve ark., 2008), bağışıklık tepkisinin engellenmesi, patojenlere karşı artan duyarlılık (Das ve ark., 2004; Lui ve Chen, 2004) ve büyümede olumsuzluklar (El-Shafai ve ark., 2004) gibi kronik subletal etkilere neden olabilmektedir. Ayrıca, kapalı devre sistemler ve havuzlarda yapılan yoğun yetiştiricilikte büyüme, yaşama oranı ve amonyak dahil su kalitesiyle ilgili

yapılan çalışmalar da bulunmaktadır (Sumagaysay-Chavoso ve ark., 2003; Biswas ve ark., 2006).

Amonyak, su ortamında balıkların yaşamı için önemli, çevresel stres faktörlerinden biri olmuştur. Amonyaga maruz bırakılan kahverengi alabalıklarda (*Salmo trutta*) yapılan çalışmada, balıkların kaçış tepkisini zayıflatmış ve aynı zamanda avlanma oranı, sosyal etkileşimler ve av-avcı ilişkilerini etkileyebildiğini göstermiştir (Tudorache ve ark., 2008).

Glutamin, glutamin sentetaz enzimi tarafından glutamat ve NH_4^+ den oluşmaktadır. Genellikle beyin dokularında görülen yüksek glutamin sentetaz aktiviteleriyle memelilerde (Cooper ve Plum, 1987) ve balıklarda (Ip ve ark., 2001b) amonyak detoksifikasyon mekanizması olduğu düşünülmektedir. Bu stratejinin gelişmesinde en önemli seçici kuvvet, beslenmeyi takiben amonyak atımıyla başa çıkmak için özellikle karnivor balıklar ihtiyaç duymaktadırlar. Glutamin dokularda tekrar kullanılmak üzere bir oksidatif alt tabaka oluşturarak bir avantaj sağlamaktadır. Buradaki tek sorun, 1 mol amonyagi detoksifike etmek için 2 mol ATP'nin hidrolize olmasıdır.

Balıkların beyin dokularında glutamin sentetaz faaliyetleri genellikle yüksektir. Yüksek çevresel amonyaga maruz kalan birçok balık amonyagi glutamine detoks eder. Japon balıkları 40.12 mg/L'ye kadar NH_4Cl 'ye maruz kaldığında beyin glutamin seviyeleri ortamın amonyak seviyesiyle doğrusal bir korelasyon göstermiştir. Japon balıkları 40.12 mg/L NH_4Cl ye 24-48 saat maruz bırakıldığında beyin glutamin seviyeleri 10 kat artmıştır (Levi ve ark., 1974).

Kanada Ontorio'da gökkuşagi alabaligi çiftliklerinde nisan mayıs aylarında suda amonyagin toksik düzeylere gelmesi ($>0.04 \text{ NH}_3\text{-N mg/L}$) sonucu 48 saat içerisinde 450-500 g'lık 13000 pazarlık balıktan 4000'inin öldüğü, patolojik inceleme sonucu solungaç lamellerinde telangiektazi ve böbrekte kongesyona rastlanılmadığı bildirilmiştir (Speare ve Backman, 1988).

Kirk ve Lewis (1993), 2 saat süre ile 0.1 mg/L NH_3 'e maruz kalan gökkuşagi alabaliginin solungaçlarında lamel deformasyonları belirlemişlerdir. Birçok balığın lamel yüzeyi tamamen, filament ve lamel epiteli ise yüzeysel olarak katlanmıştır. Aynı konsantrasyonda 24 saat sonunda ise filament üzerindeki 2 ya da 3 lamellerde

telangiektazi görülmüştür. 0.5 mg/L NH₃'e maruz kalmış solungaçların lamellerinde daha fazla kıvrılma ve katlanma meydana gelmiştir. 24 saat sonra epiteldeki deformasyonlar daha derin çukurlar şeklinde oluşmuştur. Ayrıca mukus ve klorit hücrelerde artma ile mukus hücrelerinde şekil bozukluğu saptanmıştır.

Vedel ve ark., (1998) gökkuşağı alabalıklarını (*Oncorhynchus mykiss*) 4 gün boyunca 1.8, 5.4 ve 9 mg amonyak ve 13.8, 27.6 mg nitrite maruz bırakmıştır. 9 mg amonyak ve 27.6 mg nitrite maruz kalan grupta plazma NH₃, sudaki NH₃ artışı ile artmıştır. En yüksek amonyak konsantrasyonuna maruz kalan alabalıklarda ise hematokrit konsantrasyonlarında geçici artış saptanmıştır.

Thurston ve ark., (1981a) tarafından yapılan çalışmada 8 gün subletal NH₃ konsantrasyonlarına (0.019-0.037 mg/L) maruz kalan salmon (*Salmo salar*) balıklarında kan glukoz seviyesi %30 oranında artmıştır.

Küçükağtaş (2011) toksikolojik testlerde amonyak konsantrasyonu 90, 95 ve 100 mg/L olarak belirlediği dozları uygulaması sonucunda, amonyağın 1.54±0.3 g melek balıkları (*Pterophyllum scalare*) için 24, 48, 72, 96 saatlik LC₅₀ değerlerini sırasıyla 0.99, 0.75, 0.65 ve 0.58 mg/L NH₃-N olarak bulmuştur.

Sibiryaya mersin balıklarında (*Acipenser baeri*) yapılan çalışmada, 24 saatlik LC₅₀ değerlerini ağırlığı 60-260 mg larvalarda 1 mg/L, 10-270 g arasında balıklarda 1.7 mg/L ve ortalama 450 g olan balıklarda ise 2.5 mg/L olarak saptanmıştır. Bunun yanında solungaç lamellerinde hiperplazi, hipertrofi ve nekrozlar saptanmıştır (Salin ve Williot, 1991).

Cardoso ve ark., (1996), *Lophiosilurus alexandri* larva (10 günlük, 0.02 g) ve alevinlerini (35 günlük, 0.41±0.11 g), 48 saat boyunca sırasıyla 0.99 ve 1.5 mg/L iyonize olmamış amonyak konsantrasyonlarına maruz bırakmışlardır. Deney sonunda larva ve alevinlerin solungaçlarında ışık mikroskobu altında branşiyal dokuda düzensizlik, hücresel nekroz, mukus hücrelerinde hipertrofi, branşiyal epitelde ayrılma ve kopma, sekonder lamellalarda füzyon, kapilerde şişkinlik, epitel ve pillar hücrelerde ayrılma; elektron mikroskopta ise mukus üretim artışı, sekonder lamellaların distal kenarlarında katlanma saptanmıştır.

Mavi tilapia (*Tilapia aureus*) türü için 48 saatlik LC₅₀ değerini 2.40 mg/L NH₃-N olarak belirlenmiştir. Araştırmacılar, 0.43-0.53 mg/L NH₃-N'na maruz kalan mavi

tilapia balıklarının solungaçlarında kongesyon, hemoraji ve telangiektazi (anevrizma)'ye rastlamışlardır (Redner ve Stickney, 1979).

Daud ve ark., (1988), Tayvan orijinli ortalama standart boyları 2.13 ± 0.35 cm olan hibrit kırmızı tilapia yavrularında (*Oreochromis mossambicus* x *Oreochromis niloticus*) iyonize olmamış amonyağın etkilerini araştırmışlar, 48, 72 ve 96 saat LC₅₀ değerlerini sırasıyla 6.6, 4.07 ve 2.88 mg/L NH₃-N olarak saptamışlardır. Eşik letal konsantrasyon ise 0.24 mg/L NH₃-N olarak kaydedilmiştir. Ayrıca ölüm öncesinde balıkların solungaç filamentlerinde hemoraji saptanmıştır

Küçük (1999), mavi tilapia (*Oreochromis aureus*) balıkları üzerinde yaptığı subletal amonyak toksisitesi çalışmasındaki histolojik incelemelerde amonyağa maruz kalmış balıkların solungaç lamellalarında hiperplazi, anevrizma ve hemoraji, karaciğerlerinde hidropik dejenerasyon saptanmıştır. Böbrek dokularında ise histopatolojik bir bulguya rastlanmamıştır.

Hasan ve Machintosh, (1986), pullu sazan yavrularında amonyak toksisitesinin letal etkileri üzerine çalışmışlar; 48, 96, 168 saatlik LC₅₀ değerlerini sırasıyla 1.76 (1.67–1.85), 1.74 (1.65–1.84) ve 1.64 (1.53–1.76) mg/L NH₃-N olarak bildirmişlerdir.

Malik ve ark., (1986), pullu sazan solungaç dokuları üzerinde letal ve subletal amonyağın etkilerini, kontrollü koşullar altında (pH 9, 20°C) 96 saat (0.25-1.34 mg/L NH₃) ve 28 gün (0.03-0.37 mg/L NH₃) süre ile incelemişlerdir. 96 saat sonunda solungaç epitelinde şişkinlik, solungaç dokularında hücre dışı ödemler, telangiektazi, hipertrofi ve hiperplazi; 28 gün sonunda, 0.37 mg/L NH₃ konsantrasyonunda ise solungaçlarda hiperemi, telangiektazi ve pillar hücrelerde hasar saptamışlardır.

Yang ve Chun (1986), ortalama 5.96 g pullu sazanları, 72 saat süreyle farklı amonyak (10, 20 ve 30 mg/L TAN), pH (6.5, 7, 7.5 ve 8) ve su sıcaklıklarına (20°C, 25°C ve 30°C'de) maruz bırakmışlardır. Deney sonrasında solungaç, karaciğer ve böbrekler histopatolojik olarak incelenmiştir. Su sıcaklığı, pH, ve amonyak konsantrasyonunu arttırmak bu üç organda hipertrofi ve nekroz gibi doku değişimlerine neden olmuştur. Su sıcaklığı ve pH'nın artması ile karaciğerde ağır vakuolasyon gözlenirken, böbrek hasarları 20°C'de pH 8'de 30 mg/L TAN konsantrasyonunda görülmüştür.

Orban ve Tatrai (1987), üç gün süre ile ortalama ağırlıkları 2.4 g olan sazanlarla ortam suyuna 0.125, 0.375 ve 0.625 mg/L miktarlarında NH₄Cl ilave ederek 20°C'de yaptıkları çalışmada, eşik tolerans limitini (en duyarlı organizmaların etkilenmeden yaşayabileceği konsantrasyon düzeyi) 0.125 ve 0.375 mg/L NH₃-N arasında bulmuşlardır. Yavru havuzlarında 0.375 mg/L'nin üzerindeki NH₃ konsantrasyonlarında büyümede azalma kaydedilebileceğini bildirmişlerdir.

Weinstein ve Kimmel (1998), genç koi (*Cyprinus carpio*) balıklarında subletal amonyak konsantrasyonlarının davranışlar üzerinde yarattığı etkileri, kamera sisteminde gözlemişlerdir. Bu amaçla 0.04-0.08, 0.12-0.27 ve 0.4-0.8 mg/L NH₃ olmak üzere üç farklı amonyak konsantrasyon aralığı kullanmışlardır. Amonyak konsantrasyonunun artması ile birlikte balıklar önce tankın dibinde bir süre kalmış, daha sonra tankın yüksek kesimine yönelmişlerdir. 0.4-0.8 mg/L NH₃ konsantrasyonu aralığında balıklar su yüzeyinden hava yutmaya çalışmışlardır. Ayrıca sudaki NH₃ artışıyla birlikte balıklarda kan glukoz değerlerinin de arttığı, üçüncü gün sonunda en yüksek NH₃ konsantrasyondaki (0.4-0.8 mg/L) balıkların kan glukoz değerlerinin, kontrol balıklarından %64.1 fazla olduğu saptanmıştır.

Peyghan ve Takamy (2002), pullu sazan balıklarında, 20-22°C'de 24 saat LC₅₀ değerlerini 12.3 mg/L TAN (4.55 mg/L NH₃-N) olarak saptamışlardır. Yapılan histopatolojik incelemeler sonucu solungaçlarda hiperemi, ödem ve anevrizma; böbrekte tubul ve glomerulide dejeneratif değişiklikler, Bowman kapsülünde genişleme, hiperemi, kongesyon ile hemoraji; karaciğerde hiperemi, dejenerasyon ve bazı nekrotik alanlar en yaygın görülen lezyonlar olarak belirlenmiştir.

Bir Hindistan sazan türü olan mrigal (*Cirrhinus mrigala*) fingerlinglerinde (13.5±1.43 g) yapılan statik akut ve subletal amonyak toksisite çalışmaları sonucunda bazı hematolojik parametreler incelenmiştir. Akut deneyde 96 saatlik LC₅₀ değeri TAN cinsinden 11.8 mg/L, NH₃-N olarak ise 1.029 mg/L saptanmıştır. 96 saat süreyle yapılan statik subletal deneylerde ise 1, 2, 4, 8, 11.8 ve 16 mg/L TAN konsantrasyonları kullanılmıştır. Deney sonunda TAN konsantrasyonlarının artması ile birlikte toplam serum protein değerleri azalmış, kan glukoz değerleri ise artmıştır. Deneyde en yüksek konsantrasyon olan 16 mg/L TAN'da toplam serum protein değerleri kontrol grubuna göre %63 oranında azalırken, kan glukoz değerleri ise %72 oranında artmıştır (Das ve ark., 2004).

Karasu Benli (2008), subletal amonyak konsantrasyonlarının Nil tilapia (*Oreochromis niloticus*) balıkları üzerine. 20°C ve 25°C su sıcaklıklarında sırasıyla kontrol, 1, 2, 5, 10 mg/L TAN ve kontrol, 0.5, 1, 2, 5 mg/L TAN konsantrasyonlarına maruz bırakmıştır. Altı hafta süren deney sonunda Nil tilapia balıklarında ağırlık artışı, mutlak büyüme, kondisyon faktörü istatistik olarak azalırken ($p < 0.05$), yem değerlendirme oranları artmış ($p < 0.05$), spesifik büyüme oranındaki azalma istatistik olarak önemli bulunmamıştır ($p > 0.05$). Deneylerde balıkların yaşama oranı %100 olarak belirlenirken, deneyler boyunca amonyağa maruz kalan Nil tilapia balıklarının kontrol grubuna göre yem alımında azalma gözlenmiştir.

Aşağıdaki çizelge 1.4'de görüldüğü üzere farklı araştırmacıların tatlısu türleri üzerine yapmış olduğu çalışmalar sonucunda salmoniformes, cypriniformes, perciformes ordolarına ait balıklar ve diğer balık türlerinin 24, 48, 72 ve 96 saat süreyle LC₅₀ değerleri bulunmuştur. Aynı tür balıklarla farklı araştırmacıların yaptığı çalışmaların sonuçları değişkenlik göstermektedir. Bunun, çalışılan balığın yaş ve boyutunun farklılık göstermesi, balık metabolizması, deneylerin yapıldığı suyun kalitesi gibi nedenlere bağlıdır. Miller ve ark., (1981) ve Thurston ve Meyn, (1984) *Salmo trutta* balıkları üzerine yaptıkları çalışmalarda 96 saatlik LC₅₀ değerlerini sırasıyla 0.47 mg/L ve 0.60-0.70 mg/L NH₃-N olarak bulmuşlardır. Yine Rao ve ark., (1975), Xu ve ark., (1994), Guan ve ark., (2010)'da yürüttükleri çalışmalarda da *Cyprinus carpio* balıklarına uyguladıkları amonyağın 96 saatlik LC₅₀ değerleri sırasıyla 1.1 mg/L, 0.66 mg/L ve 2.33 mg/L NH₃-N olarak belirlemişlerdir.

Çizelge 1.4: Bazı tatlısu balıklarında amonyağın akut toksisite değerleri.

	Tür	Süre	Değer	Literatür
Salmoniforme	<i>Salmo gairdneri</i>	LC ₅₀ -96saat	0.16-1.1 mg/L NH ₃ -N	Thurston ve Russo, 1983
	<i>Salmo aguabonita</i>	LC ₅₀ -96saat	0.76 mg/L NH ₃ -N	Thurston ve Russo, 1983
	<i>Salmo clarki</i>	LC ₅₀ -96saat	0.52-0.80 mg/L NH ₃ -N	Thurston ve ark., 1983
	<i>Salmo trutta</i>	LC ₅₀ -96saat	0.60-0.70 mg/L NH ₃ -N	Thurston ve Meyn, 1984
	<i>Salmo trutta</i>	LC ₅₀ -96saat	0.47 mg/L NH ₃ -N	Miller ve ark., 1981
	<i>Salmo salar</i>	LC ₅₀ -24saat	0.28 mg/L NH ₃ -N	Herbert ve Shurben, 1965
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	LC ₅₀ -96saat	0.96-1.05 mg/L NH ₃ -N	Thurston ve Meyn, 1984
	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	LC ₅₀ -96saat	0.40-0.48 mg/L NH ₃ -N	Thurston ve Meyn, 1984
	<i>Prosopium williamsoni</i>	LC ₅₀ -96saat	0.14-0.47 mg/L NH ₃ -N	Thurston ve Meyn, 1984
Cypriniformes	<i>Castostomus platyrhynchus</i>	LC ₅₀ -96saat	0.67-0.82 mg/L NH ₃ -N	Thurston ve Meyn, 1984
	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀ -24saat	7.2 mg/L NH ₃ -N	Dowden ve Bennet, 1965
	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ -96saat	0.75-3.4 mg/L NH ₃ -N	Thurston ve ark., 1983
	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ -96saat	0.73-2.35 mg/L NH ₃ -N	Sparks,1975; DeGraeve ve ark.,1980; Reinbold ve Pescitelli,1982; Swigert ve Spacie,1983
	<i>Pimephales promelas</i>	LC ₅₀ -96saat	1.5 mg/L NH ₃ -N	Mayes ve ark., 1986
	<i>Notropis lutrensis</i>	LC ₅₀ -96saat	1.07 mg/L NH ₃ -N	Hazel ve ark., 1979
	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ -96saat	1.1 mg/L NH ₃ -N	Rao ve ark., 1975
	<i>Cyprinus carpio (yavru)</i>	LC ₅₀ -48saat	1.76 mg/L NH ₃ -N	Hasan ve Machintosh, 1986
	<i>Cyprinus carpio (yavru)</i>	LC ₅₀ -96saat	1.74 mg/L NH ₃ -N	Hasan ve Machintosh, 1986
	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ -96saat	0.66 mg/L NH ₃ -N	Xu ve ark., 1994
	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ -24saat	4.55 mg/L NH ₃ -N	Peyghan ve Takamy 2002
	<i>Cyprinus carpio (yavru)</i>	LC ₅₀ -96saat	0.93 mg/L NH ₃ -N	Abbas, 2006
	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ -96saat	2.33 mg/L NH ₃ -N	Guan ve ark., 2010
	<i>Rutilus rutilus (yavru)</i>	LC ₅₀ -96saat	0.35 mg/L NH ₃ -N	Ball, 1967
	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	LC ₅₀ -96saat	0.3 mg/L NH ₃ -N	Xu ve ark., 1994
<i>Cirrhinus mrigala (yavru)</i>	LC ₅₀ -96saat	1.02 mg/L NH ₃ -N	Das ve ark., 2004	

Perciformes	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ -96saat	0.26-4.60 mg/L NH ₃ -N	Emery ve Welch, 1969 ; Lubinski ve ark., 1974; Roseboom ve Richey, 1977; Reinbold ve Pescitelli, 1982a; Swigert ve Spacie, 1983
	<i>Micropterus dolomieu</i>	LC ₅₀ -96saat	0.7-1.8 mg/L NH ₃ -N	Broderius ve ark, 1986
	<i>Micropterus salmoides</i>	LC ₅₀ -96saat	1.0-1.7 mg/L NH ₃ -N	Roseboom ve Richey, 1977
	<i>Etheostoma spectabile</i>	LC ₅₀ -96saat	0.90 mg/L NH ₃ -N	Hazel ve ark., 1979
	<i>Stizostedion vitreum</i>	LC ₅₀ -96saat	0.85 mg/L NH ₃ -N	Reinbold ve Pescitelli, 1982b
	<i>Lepomis cyanellus</i>	LC ₅₀ -96saat	0.6-2.1 mg/L NH ₃ -N	Jude, 1973; Reinbold ve Pescitelli, 1982b; McCormick ve ark., 1984
	<i>Lepomis gibbosus</i>	LC ₅₀ -96saat	0.14-0.86 mg/L NH ₃ -N	Jude, 1973 ; Thurston, 1981c
	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ -96saat	0.26-4.60 mg/L NH ₃ -N	Emery ve Welch, 1969; Reinbold ve Pescitelli, 1982c
	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ -96saat	1.06 mg/L NH ₃ -N	Mayes ve ark., 1986
	<i>Stizostedion vitreum</i>	LC ₅₀ -96saat	1.04 mg/L NH ₃ -N	Mayes ve ark., 1986
	<i>Perca fluviatilis (yavru)</i>	LC ₅₀ -96saat	0.29 mg/L NH ₃ -N	Ball, 1967
	<i>Cichlasoma facetum (cichlid)</i>	LC ₅₀ -96saat	2.95 mg/L NH ₃ -N	Piedras ve ark., 2006
	<i>Oreochromis niloticus (yavru)</i>	LC ₅₀ -48saat	1 mg/L NH ₃ -N	Karasu Benli ve ark., 2005
	<i>Tilapia aureus</i>	LC ₅₀ -48saat	2.4 mg/L NH ₃ -N	Redner ve Stickney 1979
	<i>O. Mossambicus x O. Niloticus</i>	LC ₅₀ -48saat	6.6 mg/L NH ₃ -N	Daud ve ark., 1988
	<i>O. Mossambicus x O. Niloticus</i>	LC ₅₀ -72saat	4.07 mg/L NH ₃ -N	Daud ve ark., 1988
<i>O. Mossambicus x O. Niloticus</i>	LC ₅₀ -96saat	2.88 mg/L NH ₃ -N	Daud ve ark., 1988	
Digerleri	<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀ -96saat	1.5-4.2 mg/L NH ₃ -N	Colt ve Tchobanoglous, 1976; Roseboom ve Richey, 1977; Reinbold ve Pescitelli, 1982c; Swigert ve Spacie, 1983
	<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀ -48saat	1.24-1.96 mg/L NH ₃ -N	Vaughn ve Simco, 1977
	<i>Rhamdia quelen</i>	LC ₅₀ -96saat	1.45 mg/L NH ₃ -N	Miron ve ark., 2008
	<i>Cottus bairdi</i>	LC ₅₀ -96saat	1.39 mg/L NH ₃ -N	Thurston ve Russo, 1981d
	<i>Pterophyllum scalare (Melek)</i>	LC ₅₀ -96saat	0.58 mg/L NH ₃ -N	Küçükağtaş, 2011
	<i>Poecilia reticulata (lepistes)</i>	LC ₅₀ -48saat	1.21 mg/L NH ₃ -N	Rubin ve Elmaraghy, 1976
	<i>Paracheirodon axelrodi (cardinal tetra)</i>	LC ₅₀ -96saat	0.44 mg/L NH ₃ -N	Oliveira ve ark., 2008
	<i>Acipenser baeri (yavru-genc)</i>	LC ₅₀ -24saat	1-2.5 mg/L NH ₃ -N	Salin ve Williot, 1991

1.3. Yunus iklitlerle Yapılan alışmalar

Literatür taraması sonucu, akvaryum balıklarında çok az sayıda amonyak toksisite çalışması yapıldığı görülmüştür. Bunlardan bazıları Dowden ve Bennet (1965), Karasu Benli ve ark. (2005), Piedras ve ark. (2006); Oliveira ve ark. (2008); El-Sherif ve ark. (2008); Küçükağtaş (2011)'dir. Yunus iklitler ile ilgili herhangi bir amonyak toksisitesi çalışmasına rastlanılmamıştır.

1.4. Sudaki Toksik Maddelerin Eritrositler Üzerine Etkileri

Balıkların kan yapısını yaş (Barnhart, 1969; Denton ve Yousef, 1975; Rimsh ve Adamova 1973; McCarthy ve ark., 1973), üreme (McCarthy ve ark., 1973; Rimsh ve Adamova, 1973; Snieszko, 1960), mevsim (Denton ve Yousef, 1975; McCarthy ve ark., 1973; Van Vuren ve Hattingh, 1978), yakalama yöntemi, seksüel olgunluk (Denton ve Yousef, 1975; McCarthy ve ark., 1973, Van Vuren ve Hattingh, 1978), su, taşıma (Clarence, 1976), pH (Clarence, 1976), tuzluluk, vücut sıcaklığı, açlık, beslenme ve benzeri faktörler (McCarthy ve ark., 1973; Slicher, 1961) etkilemektedir. Bu nedenledir ki, hematolojinin kültür balıkçılığında ve ihtiyolojik araştırmalarda kullanma alanları oldukça yaygındır. Balık yetiştiriciliğinde, hastalık, parazit, çeşitli tarımsal ilaçların suya karışımı, pollusyon, verilen yemlerdeki kalite düşüklüğü ve bozukluğu ile çeşitli çevresel faktörlerin balıklarda kan yapısını değiştirdiği bilinmektedir. Bu durum, geniş çapta ekonomik kayıplara neden olmaktadır. Bu etkenlerin zamanında saptanmaması kayıpların en büyük nedenidir. Ayrıca, iftlik ve laboratuvar ile değişik koşullarda elde edilen normal değerlerin farklı ortamlar nedeniyle değişebileceği de anlaşılmıştır. Bundan dolayı sonuçların değerlendirilmesi güç olmaktadır.

Balık hematolojisinde standart yöntemlerin noksanlığı, metod, kontrol ve deney koşullarının çoğu araştırmacılar tarafından açıklanmaması, verilen sonuçların karışılaştırma ve tartışma olanağını güçleştirmektedir. Ayrıca, çeşitli balık türlerinde kan alma yöntemlerinin farklılıkları da yöntemin uygulanabilirliği, alınan kan miktarı ve harcanan zaman üzerinde etkili olmaktadır (Kocabatmaz ve Ekingen, 1982).

Sudaki toksik maddelerin balıkların kan parametreleri üzerine etkileri çeşitli araştırmacılar tarafından kanıtlanmıştır. Sudaki ağır metaller artan konsantrasyonlarıyla orantılı olarak balıkların vücudunda birikerek kan parametrelerini ve balık fizyolojisini etkileyebilmektedir (Svobodova ve ark., 1994; Van Vuren ve ark., 1994; Witeska ve Jezierska, 1994; Serezli ve ark., 2011). Küçükağtaş (2011) yaptığı çalışmada, melek balıklarını 24, 48, 72 ve 96 saat süreyle 90, 95 ve 100 mg/L'lik amonyak konsantrasyonlarına maruz bırakarak, eritrosit büyüklüğünü incelemiş ve amonyağa maruz bırakılan balıkların eritrosit morfolojilerinin değiştiğini kanıtlamıştır.

1.5. Sucul Ortamlarda Amonyakın Uzaklaştırılması

Her türün amonyağa karşı dayanıklılığı farklıdır. Balıklarda sık solunum ve ani renk solması amonyak zehirlenmesinin işareti olabilir ve az miktarda amonyak balıklarda öldürücü olmasa bile gelişme bozuklukları, yumurta veriminin azalması gibi sorunlara yol açabilir. Bu yüzden yüksek pH'lı tanklarda amonyak çok iyi bir biyolojik filtrasyon sistemiyle yok edilmelidir. Organik kirliliğin akvaryumdan uzaklaştırılabilmesi için sık sık temizlenebilen mekanik ön filtre ve dip temizliği çok faydalıdır. Ayrıca bitkiler amonyumu besin olarak tüketirler ve böylece amonyak oluşumu engellenmiş olur. Özellikle hızlı çoğalabilen *Lemna minor* gibi yüzey bitkileri çok başarılı amonyum tüketicisidirler. Bu nitrifikasyonu sağlayan floranın olmaması doğal sulardaki nitritin çok miktarda birikmesine neden olabilmektedir (Russo, 1985; Serezli, 2011).

Azot giderimi çalışmaları son yıllarda gittikçe önem kazanmaktadır. Çünkü azot bileşikleri alıcı ortam su yatağında oksijen azalmasına, alg büyümelerine ve halk sağlığını tehlikeli boyutlara getirmeye neden olmaktadır. Barnard (1973)'e göre azot, ya organik ya da amonyak formunda ortadan kaldırılabilir veya diğer formlarına dönüştürülebilir (Sarıoğlu, 2001). Azot giderimi amonyağın nitrite, nitritin de nitrate dönüşümü (nitrifikasyon) ile ifade edilir. Bunu izleyen süreç ise nitratın oksijen yokluğunda azot gazına dönüştürülmesidir (denitrifikasyon).

Amonyak suda amonyum şeklinde bulunur. Amonyak azotunun, nitrat azotuna dönüşümü olan nitrifikasyon, alıcı ortamdaki canlılara amonyak azotuna göre daha

toksik olan evredir. Azot dönüşümleri; asimilasyon, mineralizasyon, nitrifikasyon ve denitrifikasyon basamaklarından oluşur (Sarıoğlu, 2001).

Alglerin balık havuzlarında oluşan çözünmüş nitrojeni uzaklaştırılması konusu pek çok araştırmacı tarafından çalışılmıştır (De Boer ve Ryther, 1977; Fralick, 1979). Harlym ve ark. (1979) kırmızı bir alg türü olan *Gracilaria sp.*'yi bir akvaryum balığı (*Fundulus heteroclitus*) tarafından üretilen amonyumun uzaklaştırılması için kullanmışlardır ve aynı biyomasa sahip balığın ürettiği amonyumdan biraz fazlasını *Gracilaria*'nın tükettiğini bulmuşlardır. Benzer sonuçlar Haglund ve Pedessen, (1993) yaptığı çalışmada da *G. tenuistipitata* için de bulunmuştur.

Vandermeulen ve Gordin (1990), çipura (*Sparus aurata*) havuzlarından gelen suda yetişen yeşil bir alg türü olan *Ulva lactuca*'nın sudaki toplam amonyum nitrojenin (TAN) %85'ini etkili bir şekilde uzaklaştırdığını rapor etmişlerdir. Aynı araştırmacılar etkili ve ucuz bir şekilde deniz marulunun (*U. lactuca*) nutrientlerin uzaklaştırılmasında kullanılabilirliğini göstermişlerdir. İsrail'de dış ortamda bulunan alg havuzlarında, balık havuzlarından gelen suyu kullanarak *U. lactuca* yetiştiren Neori ve ark., (1991), *U. lactuca*'nın yüksek büyüme oranına, yüksek biyomasa ve kompozisyonunda azalan C/N oranlarına dikkati çekmiştir. Spiegel ve ark., (1993) *U. lactuca*'nın yoğunluğunun 1 kg *Ulva*/m² olarak ayarlandığında, sudaki 2 g TAN/m²/gün miktarın *U. lactuca* tarafından %90'ının uzaklaştırıldığını bulmuştur. Jimenez del Rio ve ark., (1994) *Ulva*'nın *Gracilaria*'dan daha fazla azotu uzaklaştırma kapasitesine sahip olduğunu bulmuşlardır.

Neori ve ark. (2000), yılında yaptıkları çalışmada balığın, kabukluların ve makroalglerden oluşan 3.3 m³'lük bir sistem geliştirerek, *Ulva lactuca*'nın sistemde meydana gelen TAN'ın %67'sini uzaklaştırdığını bulmuşlardır. Schuenhoff ve ark. (2003), 3 aşamalı makroalg sistemini entansif balık havuzuyla birleştirerek, *U. lactuca*'nın sudaki TAN'ın %70'ini uzaklaştırdığını ifade etmişlerdir. Neori ve ark. (2004), yılında yapmış oldukları benzeri çalışmada ise *U. lactuca*'nın bu defa TAN'ın %85-90'ını uzaklaştırma kapasitesiyle günlük 2.9 g TAN/m² uzaklaştırdığını kaydetmişlerdir.

Msuya ve ark. (2006), da *Ulva reticulata*'nın biyofiltre olarak performansı üzerine çalışarak, balık havuzlarının çıkış kanalına yerleştirilen alglerin yetiştiriciliğinin

yapılabilirliğini ve balık havuzlarından gelen kirli suyun temizlenmesinde *U. reticulata*'nın kullanılabilirliğini göstermiştir.

Hernandez ve ark. (2006), *Gracilariopsis longissiman*'ın biyofiltre kapasitesinin yüksek olduğunu hem laboratuvar ortamında hem de büyük ölçekli yaptıkları çalışmalarda kanıtlayarak, *G. longissiman*'ın etkin bir şekilde azot ve fosfatı uzaklaştırdıklarını bulmuşlardır.

İçinde alglerin de bulunduğu entegre yarı-kapalı veya kapalı devre sistemlerinin yüksek maliyet gerektiren yatırımlar gerektirmesi nedeniyle bir süre askıya alınmasına rağmen, İsrail'de örnek bir yarı-kapalı entegre sistem kurulmuştur. Bu sistemde japon abalon (*Haliotis sp.*) kültür tanklarından geçen su, peletle beslenen çipura (*Sparus aurata*) tankına aktarılmıştır. Balık tankından çıkan su alg (Ulva veya Gracilaria) tanklarına ulaşır. Burada yetişen algler abalonları beslemek için kullanılır (Neori, 2004). Bu sistemde abalon ve çipuralar bol miktarda yetişir. Alg ekstra olarak üretilen ürünlerdendir. Algler sayesinde sistemde kullanılan suyun sadece %20'lik bölümüne taze deniz suyu ilavesi yapılır. Sistemdeki toplam azot %10 azaltılabilmektedir. Alglerin karides çiftliklerinde yetiştirilmesi hem karides hem de algin ekonomik sonuçlarını daha da iyileştirmiştir. Bu tip sistemlerde *G. parvispora* suda bulunan toplam nitrojenin %3'ünü kullanır (Casalduero, 2000).

Şili'de *Gracilaria* yetiştiriciliği salmon çiftliği ile entegre edildiğinde, algin iyi geliştiği ve balıktan atılan amonyum miktarının büyük bir bölümünün uzaklaştırıldığı görülmüştür. Bu sistemde balık çiftliğinden gelen çözünmüş inorganik nitrojenin %5'i ve fosfatın %27'si algler tarafından kullanılır (Troell ve ark., 1997).

Fransa'da, *Gracilaria*'nın kapalı ve yarı kapalı sistemlerde yetiştiriciliği yapılan istiridyelerin atık sularında *Gracilaria*'ların iyi bir gelişim gösterdiği ve meydana gelen amonyumun %90'nın *Gracilaria*'lar tarafından uzaklaştırıldığı belirlenmiştir (Casalduero, 2000).

Obradovic ve ark. (2006), bir zeolit türü olan Minazeli, gökkuşağı alabalıklarının ortam suyuna, %1 oranında zeoliti ise balıkların rasyonuna ekleyerek su parametrelerini ve balıkların vücut kompozisyonlarını incelemişler. Sonuç olarak ortam suyuna eklenen Minazel'in suyun sertlik derecesini, nitrat ve amonyak

değerlerini azalttığını, rasyona eklenen zeolitin ise balıkların büyüme hızına ve ağırlıklarına etkisinin pozitif yönde olduğunu bildirmişlerdir.

Peyghan ve Takamy (2002), sazan balıklarının bulunduğu ortama 150 mg/L amonyak ve 5, 8, 10, 15 ve 20 g/L zeolit ilave ederek 24 saat bekletmişler ve deneme sonunda kontrol, 5, 8, 10 g/L zeolitle muamelelerde ölüm oranlarını sırasıyla, %100, 80, 30, 15, 0 olarak tespit etmişlerdir.

Emadi ve ark. (2001), plastik torbalarda balıkların taşınması esnasında zeolit kullanılmasının sudaki amonyağı azalttığını bildirmişlerdir.

Çelik ve ark. (2001), atık sulardan NH_3 'ü uzaklaştırmak amacıyla doğal kil minerallerini kullandıkları çalışmanın sonuçlarına göre, NH_3 'ü, zeolitin %95–99 oranında; sepiolitinin ise %70–85 oranında uzaklaştırdığını tespit etmişlerdir.

Kaiser ve ark. (2006), karanfil yağı ve zeoliti (20 mg/l), *Haplochromis obliquidens*'in 48 saatlik nakli esnasında kullanmışlardır. Bu çalışmada NH_3 konsantrasyonunu, zeolit kullanılmayan grupta, kullanılan gruba göre, %360 oranında daha yüksek bulmuşlardır.

Zeolit, iyon değişim filtresi olarak kullanıldığında, kapalı devre yetiştirilicilik sistemindeki suyun amonyak içeriğini %97 oranında azaltabilmektedir. Nitrojen çekme özelliği, bu madenin, su sistemlerinin oksijence zenginleşmesini sağlar. Doğrudan havuz yüzeyine uygulanan zeolit, amonyağın azaltılmasında etkili olabilmektedir. Bu şekilde uygulamadan sonra havuz yatağı çamuru geri kazanıldığında, yavaş bırakılan besin bakımından, zengin bir gübre olarak kullanılabilir. Canlı balıkların nakliyesi sırasında oluşan amonyağı azaltarak litre başına daha fazla balık taşınabilmesini sağlar. Bu uygulamalar için gereken doğal zeolit miktarı, su pH'ına, su sıcaklığına, su hacmine, balık türüne, balık populasyon yoğunluğuna, su kalitesine ve zeolit yatağından akan su oranına bağlıdır (Anonymous, 2008).

1.6. Yunus Çiklit Taksonomisi ve Akvaryum Sektöründeki Önemi

Sistematikteki Yeri:
Familya: Cichlidae
Alt familya: Pseudocrenilabrinae
Genus: *Cyrtocara*
Tür: *Cyrtocara moorii* (Boulenger, 1902)



Şekil 1.5 : *Cyrtocara moorii*.

Yunus çiklit (*C. moorii*) Doğu Afrika'da bulunan Malawi Gölü'nün sığ kısımlarında yaşayan endemik bir türdür. Bu tür akvaristler arasında hörgüç kafa çiklit, mavi yunus çiklit, Malawi yunus ya da sadece moorii olarak bilinirler. Kendi cinsinin bilinen tek üyesidir. Çok geniş bir dağılıma sahip olmasına karşın Malawi Gölü'nde oldukça nadir bir balıktır. Dünyada ilk kez 1968 yılında ithalatı yapılmış ve en çok Lumbaulo ve Malombe'den ihracatı yapılmaktadır.

Kumlu ve kayalık zeminleri tercih ederler. Yiyecek ararken kumu kazar gibi hareketler yaparak, buldukları hayvansal organizmaları tüketirler. Bunun yanında bitkilerin kök, gövde ya da yaprak gibi kısımlarını da besin olarak kullanabilmektedirler. Doğal ortamlarında 25-30 cm'ye ulaşırken akvaryum ortamında 20 cm ye kadar ulaşabilirler. Erkekler dişilerden büyük ve renkleri daha canlı olup, erkeklerin sırt ve anal yüzgeçleri daha geniş ve uçları sivridir. Nadiren dişilerin de anal yüzgeçlerinin uçlarının sivri olduğu durumlarla da karşılaşmıştır. Cinsel olgunluğa 1,5-2 yıl gibi uzun sürede ulaşırlar da yetiştiricilik sistemlerinde bu süre daha da kısaltılabilmektedir. Yunus çiklitler optimum 25-26°C'de 7.2-8.8 pH aralığında yaşayabilirler. Erkek kum üzerine üreme bölgeleri hazırlayarak dişiyi buraya çekerler. Yumurta ve sperm atımı sırayla gerçekleşir. Döllenen yumurtaları dişi ağzında 18-21 gün süreyle kuluçkalar. Tek seferde 20-90 yumurta bırakabilirler. Dişinin büyüklüğüne ve çevresel faktörlerin etkisiyle yavru sayısı artabilir. Yumurta kesesini tüketen balıklar dişi balığın izniyle dışarı atılırlar. Yavru aşamasında oldukça ürkek olup, kalabalık akvaryumlarda beslenmede güçlük çekebilmektedirler. Büyüdükçe kendini koruyabilir hale gelerek, hem cinsleriyle besin ya da üreme gibi durumlarda şiddetli kavgalar görülebilir. Bazı durumlarda örneğin erkeğin üreme döneminde balığın agresif yapısı bir tarafın ölümüyle sonuçlanabilir.

Akvaryum sektörü Türkiye için yeni bir sektör sayılmaktadır. İlk dönemlerde sektörde işi bilen ve/veya uzman personel sıkıntısı bulunmaktaydı. Buna bağlı olarak sektörün devlet tarafından yasalar, yönetmeliklerle desteklenememesi, profesyonel anlamda gelişimi etkilemiştir. O dönemler Türkiye'de akvaryumculuk az bilinen ve merak edilen bir uğraştı. Akvaristlik olarak başlayan ve işin genel işleyişini kavrayıp sektöre adımını atan kişiler çoğunlukta idi. Sektöre herhangi bir sebeple girenler, ülkemiz için yeni olan bu sektörde hızla büyüyerek ciddi işler yapmışlardı. Bunu fırsat olarak gören çoğu akvarist, evine veya dükkânına koyduğu birkaç akvaryumla balık üretmeye başlamıştır. Sektörün bu şekilde büyümesi ciddi sorunları da beraberinde getirdi. Merdiven altı olarak tabir edilen yasadışı ve kontrolsüz üretimler hem çevreye hem de ülke ekonomisine zarar vermiştir. Sektörün büyümesiyle paralel giden arz talebin karşılanamaması ve üretim maliyetinin artması ithalatı da arttırmıştır. Ülkemizde birçok akvaryum balığı türünün üretimi halen uzman personelden yoksun ve kontrolsüz olarak devam etmektedir.

Yunus çiklitler, ülkemizde yetiştiriciliği en çok yapılan çiklit türlerinin başında gelir. Malawi Gölü'nün en değerli türlerinden olması ve piyasada en çok tercih edilen balıklardan biri olması, doğada yaşadığı ortam sebebiyle akvaryuma kolay uyum sağlamaları, yavru döneminden itibaren renklerinin değişmemesi ve göz alıcı olması, saldırgan olmaması diğer balıklarla (Malawi Gölü ve hatta bazı Tanganika Gölü çiklitleri) oldukça uyum içerisinde yaşamaları ve yetişkinlik döneminde alınlarında ortaya çıkan karakteristik bir yumrunun (hörgüç) bulunması gibi nedenler yunus çiklitlerin yetiştirilmesindeki en büyük paya sahiptir.

2. MATERİYAL VE METOT

2.1. Deney Balığı

Bu çalışmada, piyasada bulunan damızlık yunus çiklit balıklarının İzmir Kâtip Çelebi Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Su Ürünleri Eğitim, Araştırma ve Uygulama Birimi Akvaryum Ünitesi'nde hazırlanan düzenekte üretime alınması sonucu elde edilen 4.03 ± 0.1 cm ortalama boy ve 0.84 ± 0.1 g ortalama ağırlıktaki yavrular kullanılmıştır. Üretimde yaklaşık 50 damızlık balık kullanılmıştır.

2.2. Deney Düzenegi

Bu çalışma, İzmir Kâtip Çelebi Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Su Ürünleri Eğitim, Araştırma ve Uygulama Birimi Akvaryum Ünitesi'nde kurulan sistemde yürütülmüştür. Denemede, 15x50x40 cm boyutlarında yaklaşık 30 L hacme sahip 15 adet cam akvaryum kullanılmış ve bu akvaryumlara 10 L dinlenmiş şebeke suyu konularak deneme yürütülmüştür (Şekil 2.1). Çalışmada pH değeri 8.5 olan dinlendirilmiş şebeke suyu kullanılmıştır. Su kullanılmadan önce hazırlanan dinlendirme tankında en az 2 gün dinlendirilmiştir. Deneyin yapılacağı ortam ısıtılarak, $24.3\pm 0.5^{\circ}\text{C}$ su sıcaklığında çalışma yürütülmüştür.



Şekil 2.1: Çalışmanın yapıldığı deney düzeneği.

Çalışmada kullanılacak akvaryumlar 5 grup (4 grup deneme-1 grup kontrol) ve 3 tekerrür olacak şekilde planlanmıştır. Akvaryumlar aynı düzlem üzerine konularak, su sıcaklık değişimlerinden etkilenmemeleri sağlanmıştır. Suyun oksijenlendirilmesi, akvaryum ünitesinin merkezi olarak kullandığı hava motorundan sağlanmıştır. Akvaryumların içerisine konulan aynı özellikteki hava taşlarıyla merkezi havalandırmadan gelen hava kullanılarak havalandırma yapılmış ve çözülmüş oksijen değeri 7-9 mg/L düzeylerinde tutulmuştur.

Deney başlamadan önce en az 24 saat dinlendirilen sular, akvaryumlara 10 L olacak şekilde doldurulmuştur. Deney balıkları, her akvaryuma deney başlamadan 24 saat önce 1 adet balık/L oranında konularak adaptasyonu sağlanmış olup denemede kullanılacak balıklara 48 saat öncesinden ve deneme süresince yemleme yapılmamıştır. Balıklar, genel prensip olarak 96 saat süre ile amonyağa maruz bırakılmışlardır. Su sıcaklığı $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$ 'yi aşmamak şartıyla sabit tutulmuştur. Denemenin yürütüldüğü ortamda 12 saat aydınlık, 12 saat karanlık olacak şekilde fotoperiod uygulanmıştır. Ölü balıklar her 3 saatte bir kontrol edilerek sistemden uzaklaştırılmış ve her balığın boy-ağırlıkları ölçülmüştür. Kontroller esnasında balıkların davranışları gözlemlenmiştir. Balıkların stresten etkilenmemeleri için deneme süresince, denemeyi yürüten kişi dışında kimse sisteme yaklaştırılmamıştır. Deneme yarı statik olarak yürütülmüştür. Buna göre su değişimleri 24 saatlik

periodlarda %50 olacak su değişimi olacak şekilde yapılmıştır. Su değişiminden önce ve sonra su parametreleri ölçülerek analiz için su numuneleri alınmıştır. Deneme OECD Test 203'e göre yürütülmüştür. Ayrıca deneme planı Çizelge 2.1'de sunulmuştur.

Çizelge 2.1: Deneme planı.

	I. Grup	II. Grup	III. Grup	IV. Grup	Kontrol
Akvaryum sayısı	3 adet	3 adet	3 adet	3 adet	3 adet
Kullanılan su hacmi	10 L	10 L	10 L	10 L	10 L
Balık sayısı	(3x10) 30 adet	(3x10) 30 adet	(3x10) 30 adet	(3x10) 30 adet	(3x10) 30 adet
Kullanılan NH₃-N miktarı	0.5	1	1.5	2	0
Deneme süresi	96 saat	96 saat	96 saat	96 saat	96 saat

Deneme süresince kullanılan suyun analizleri İKÇÜ Su Ürünleri Fakültesi Eğitim, Araştırma ve Uygulama Birimi Su Kalitesi Laboratuvarı'nda yapılmıştır. Deneme süresince, su sıcaklığı, pH, çözünmüş oksijen, iletkenlik, su sertliği ve TAN değerleri ölçülmüştür, iyonize olmamış amonyak (NH₃) değeri hesaplama yolu ile elde edilmiştir. Çalışmada, balıkların boy ölçümünde milimetrik cetvel, ağırlık ölçümünde Shimadzu ATX224 hassas terazi, sıcaklık, pH, çözünmüş oksijen ve iletkenlik ölçümlerinde Hach HQ40d multimetre cihazı kullanılmıştır. Su sertliği Egemen 2010 metodu ile iyonize amonyak (NH₄⁺) tayini Lange LCK 303 amonyum test kitiyle Hach DR 6000 spektrofotometre cihazı kullanılarak yapılmıştır (Şekil 2.2).



Şekil 2.2: Su parametreleri ölçümünde kullanılan cihazlar.

2.3. Amonyak Hazırlanması

Çalışmada, amonyak kaynağı olarak amonyum klorür (NH_4Cl) kullanılmıştır. Çalışma 1 g $\text{NH}_4\text{Cl}/\text{L}$ olarak hazırlanan çözeltinin akvaryumlara belirli miktarlarda eklenmesi ile yürütülmüştür. Deneme öncesi dozları belirlemek için 0.5 mg ile 2 mg $\text{NH}_3\text{-N}$ olacak şekilde dozlar kullanılmıştır, bu dozlar ön denemeler yapılarak ölüm miktarlarına göre belirlenmiştir.

2.4. İyonize Olmamış Amonyak (NH_3) Analizi

Amonyak analizleri amonyum test kitleriyle hızlı ve pratik olarak yapılmıştır. Lange LCK 303 amonyum test kiti kullanılarak yapılan analizler ile NH_4^+ miktarı belirlenmiş, pH ve sıcaklığa göre NH_3 buradan hesaplanmıştır. Hesaplamalarda Emerson (1975)'in belirttiği hesaplama yöntemi kullanılmıştır. Analizler su örneklerinin akvaryumlardan alınmasını takiben hemen yapılmıştır. Analiz sırasında su numunesinin ve kullanılan test kitinin aynı sıcaklıkta olmasına dikkat edilmiştir.

LCK 303 amonyum test kitiyle amonyak analizi aşağıdaki gibi yapılmıştır:

Kullanılan araç ve gereçler

- Amonyum test kiti
- Mikropipet (100-1000 μ L)
- Spektrofotometre
- Analizi yapılacak su numunesi

Test kiti şişesinin üzerinde bulunan folyo yavaşça kaldırılır ve kapağı açılır. Analizi yapılacak su numunesinden mikropipetle 0.2 ml alınarak şişenin içerisine aktarılır. Daha sonra kapağı kapatılarak, kapağın içerisindeki madde çözünene kadar çalkalanır. Çalkalanan kit 15 dak. dinlenmeye bırakılır. Süre bitiminde spektrofotometrede NH_4^+ ve $\text{NH}_4\text{-N}$ değerleri okunur.

Çalışmada 1 g NH_4Cl 1 L saf suda çözünerek stok amonyak çözeltisi hazırlanmış ve hesaplama yöntemi ile akvaryumlara ilave edilen NH_4^+ miktarı üzerinden $\text{NH}_3\text{-N}$ hesaplanmıştır. Yukarıda verilen yöntemle LCK 303 kiti ile bu hesaplamanın doğruluğu ve deneme süresince değerinin değişip değişmediği takip edilmiştir.

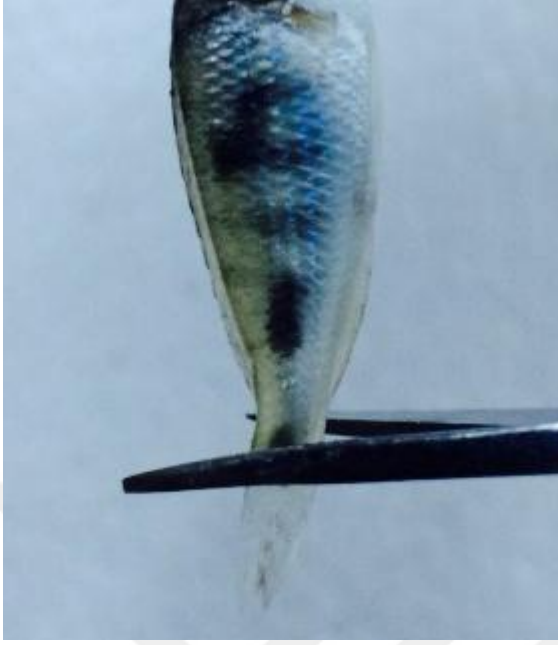
2.5. LC_{50} Değerlerinin Belirlenmesi

Deneme sırasında, yapılan ön çalışmaları takiben belirlenen 0.5-2.0 mg/L doz aralıklarında denemeler yapılmıştır. Yarı statik olarak yapılan çalışmalarda her yenileme öncesi ve sonrasında amonyak, özellikle pH ve sıcaklık değerleriyle birlikte oksijen, iletkenlik gibi diğer su parametreleride takip edilmiştir. Elde edilen veriler SPSS programında Probit analizi yapılarak 24, 48, 72 ve 96 saatlik LC_{50} değerleri hesaplanmıştır. Amonyak değerleri TAN olarak, pH ve sıcaklığa bağlı olarak ise NH_3 değerleri dikkate alınmıştır.

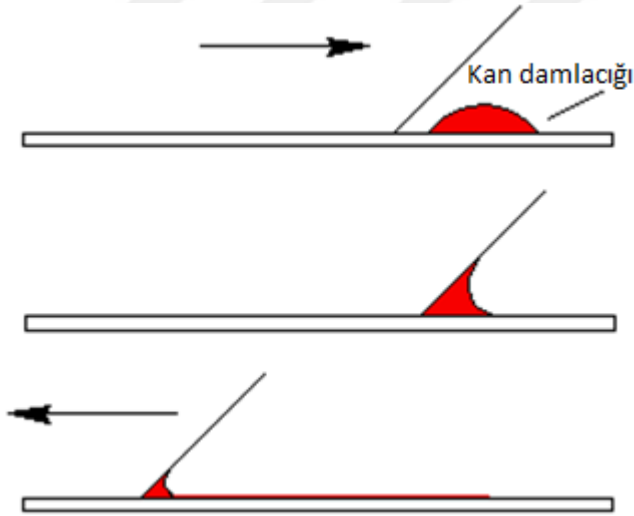
2.6. Kan Frotilerinin Boyanması ve Hücre Büyüklüklerinin Belirlenmesi

Amonyaa maruz bırakılan balıklarda ölmek üzereyken, kontrol grubuna ait balıklarda ise denemenin sonunda kuyruk kesimi yapılmak suretiyle 10'ar adet preparat hazırlanmıştır. Balıkların kuyrukları bistüri veya makas ile tek darbede kesilerek, kanın lam üzerine 1 damla olacak şekilde akması sağlanmıştır

(Kocabatmaz ve Ekingen, 1982; Şekil 2.3). Lam üzerine damlatılan kan örneği, lamel yardımıyla sürme frotiler hazırlanmıştır (Şekil 2.4).



Şekil 2.3: Balıktan kan alma işlemi.



Şekil 2.4: Sürme kan frotilisinin hazırlanması.

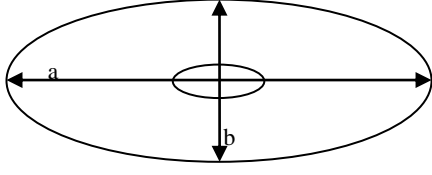
Kan örneklerinin boyanması May-Grünwald Giemsa boyama yöntemiyle boyanmıştır (URL-1). Kurutulan örnekler saf etil alkol ile 5 dakika bekletilmiştir. Süre bitiminde lam kurutulmaya bırakılmıştır. Lamın üzeri May-Grünwald boyası ile kaplanmış ve 5 dakika bekletilmiştir. Daha sonra distile su ile yıkanmıştır. İkinci aşamada ise, konsantre Giemsa boyası 1/10 oranında distile su içerisinde damla damla

damlatılarak seyreltilmiştir. Bu karışım, boyanın çökme özelliği olduğundan boyama yapılacağı zaman hazırlanmış ve bekletilmeden kullanılmıştır. Hazırlanan boya materyali lamın üzeri tamamen kapanacak şekilde dökülmüştür. Bu işlem 15 dakika boyunca devam etmiştir. Daha sonra boya dökülerek distile suyla yıkanmıştır ve hava teması sağlanarak kurutulmuştur. Kurutulan örnekler ışık mikroskobunda incelenmek üzere hazır hale gelmiştir.

Hücre ölçümü için hazır hale getirilen örnekler 600x büyütmede incelenerek ölçülmüş ve fotoğrafları çekilmiştir. Örneklerin incelenmesinde Olympus CKX41 ışık mikroskobu ve Olympus SC100 kamera kullanılmıştır (Şekil 2.5). Çekilen fotoğrafların ölçüm için uygun şekilde olmasına dikkat edilmiştir. Bu fotoğraflardan ölçümü yapılacak eritrositlerin, hepsinin görünüş olarak düzgün ve elipsoid olmasına dikkat edilmiştir. Her örnekten 30'ar adet eritrositin hücre boyutları eritrosit uzun eksen ve kısa eksen olarak Olympus SC100 kamerasıyla Cellsens programında şekil 2.6'daki gibi mikrometrik olarak ölçülmüştür (URL 2). Bu ölçümlerde eritrositin uzun eksen uzunluğu (a) ve kısa eksen uzunluğu (b) ölçülerek, veriler Microsoft Excel programına kaydedilip, değerlendirilmesi ve istatistiki analizleri yapılmıştır.



Şekil 2.5: Eritrosit ölçümlerinde kullanılan ışık mikroskobu.



Şekil 2.6: Eritrosit ölçümü (a- uzun eksen, b- kısa eksen).

2.7. Sonuçların Değerlendirilmesi ve İstatistik Analizler

Yapılan çalışmalar sonucunda elde edilen ölçümler önce Microsoft Excel programında kaydedilmiş, daha sonra SPSS programıyla istatistiki analizleri yapılmıştır. Karşılaştırılan örnekler arasında fark ve/veya farklılıklar olup olmadığı %95 güven aralığında t testi ile değerlendirilmiştir. Toksik dozlar SPSS içerisinde yer alan PROBIT analizi ile belirlenmiştir.

3. BULGULAR

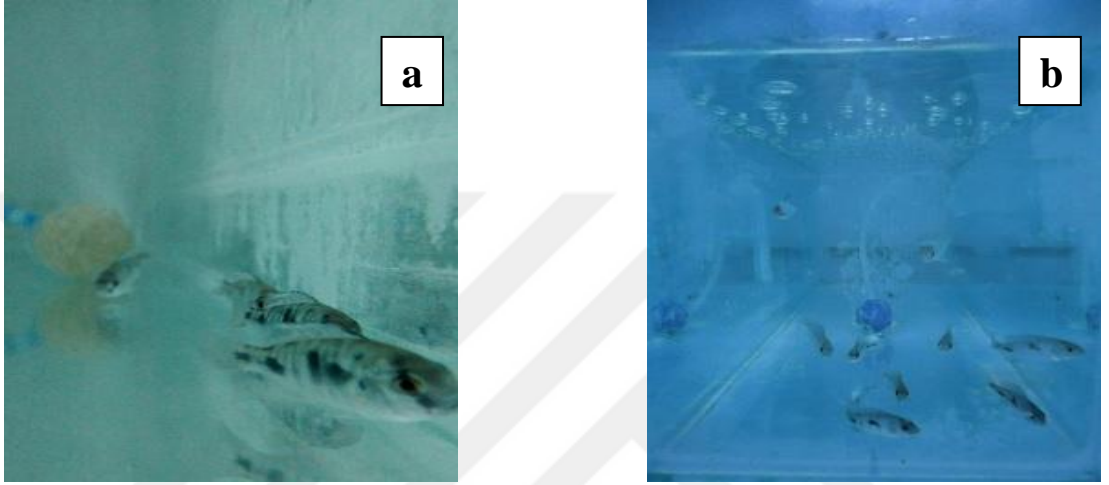
3.1. Yunus Çiklit Balıklarına Amonyanın Zararlı Etkileri ve LC₅₀ Değerleri

Çalışmaların gerçekleştirileceği şebeke suyunun bazı parametreleri analiz edilmiştir. Bunun sonucunda, oksijen 7.0±0.5 mg/L, pH 8.5±0.2, su sertliği 370 mg/L (CaCO₃), iletkenlik 812±0.8 mS/cm, nitrit, nitrat <0.5 mg/L ve amonyum 0 mg/L olarak bulunmuştur.

Ön çalışmalarda elde edilen veriler göz önüne alınarak yapılan denemelerde kullanılan balıklar tümü aynı şartlar altında muhafaza edilmiş ve çıkabilecek hatalar azaltılmıştır. Balıklar deneme akvaryumlarına alınmadan önce aç bırakılmış, bunu takiben balıkların yakınına gidildiğinde aç oldukları için su yüzeyine doğru ani hareketler yaptıkları gözlenmiş ve sağlıklı oldukları anlaşılmıştır.

Kontrol ve deneme gruplarındaki balıkların davranışları belirlenen süre içerisinde gözlemlenmiştir. Kontrol gruplarında bulunan balıklarda ölüm görülmemiştir. Deneme gruplarında zamana ve doza göre ölümler gerçekleşmiştir. Yüksek doz uygulanan deneme gruplarında, balıkların yüzme hareketleri oldukça yavaşlamış, solunum hızları artmış ve zeminde olduğu yerde bulunurken, düşük doz uygulanan deneme gruplarında ise, hareketler biraz daha hızlı, solunumları daha sakin ve su içerisinde farklı bölgelerde yüzme hareketlerini gerçekleştirdikleri gözlenmiştir. Doza bağlı olarak balıkların renklerinde de değişimler görülmüştür. Yüksek doz gruplarında deneme başlangıcının ilk saatlerinde vücutlarında renk farklılıkları olmaya başlamıştır. Özellikle vücudun baş ve ağız, dorsal ve ventral bölgelerinde siyah renk pigmentleri baskın hale gelmekle birlikte, vücudun mavimsi rengi ise daha koyu bir hal almıştır. Düşük doz gruplarında ise, renkler daha soluk, yüksek doz gruplarına göre siyah renk pigmentleri daha az belirgin halde olduğu saptanmıştır (Şekil 3.1). Ayrıca, bütün balıklar aç olmasına rağmen, düşük doz gruplarında yüzeyine doğru yem alma hareketleri görülürken, yüksek doz gruplarında ise böyle

bir hareket olmamakla birlikte balıklar su içerisindeki mevcut durumlarını korumuşlardır. Balıkların bazıları burunları üzerinde dönme hareketi yaparak yüzme pozisyonlarını alamamışlardır. Bu hareketler sonucu oluşan denge kaybıda balıklarda kısa bir süre sonra öldüklerini göstermiştir. Deneme gruplarında ölen balıklar, su içerisinde hemen alınıp incelendiğinde, vücut renkleri ölmeden önceki koyu formunu korumakla birlikte, karın bölgesinde hafif bir yıpranma ve yüzgeç kaidelerinde hemorajiler görülmüştür (Şekil 3.2).



Şekil 3.1: Amonyaya maruz bırakılan balıklar (a) Yüksek doz, (b) Düşük doz.



Şekil 3.2: Amonyaga maruz bırakılan ölen balıklar (a) Renkler koyu, (b) Yüzgeç kaidesinde hemoraji, (c) Karında yıpranma.

Amonyaga maruz kalan fakat deneme sonunda ölmeyen balıklar, dinlendirilmiş şebeke suyuna alındığında kısa bir süre içerisinde davranışları düzelmiştir. Fakat renklerdeki farklılık bir süre daha devam etmiş ve vücutlarından amonyağın uzaklaşmasıyla birlikte normale dönmüştür.

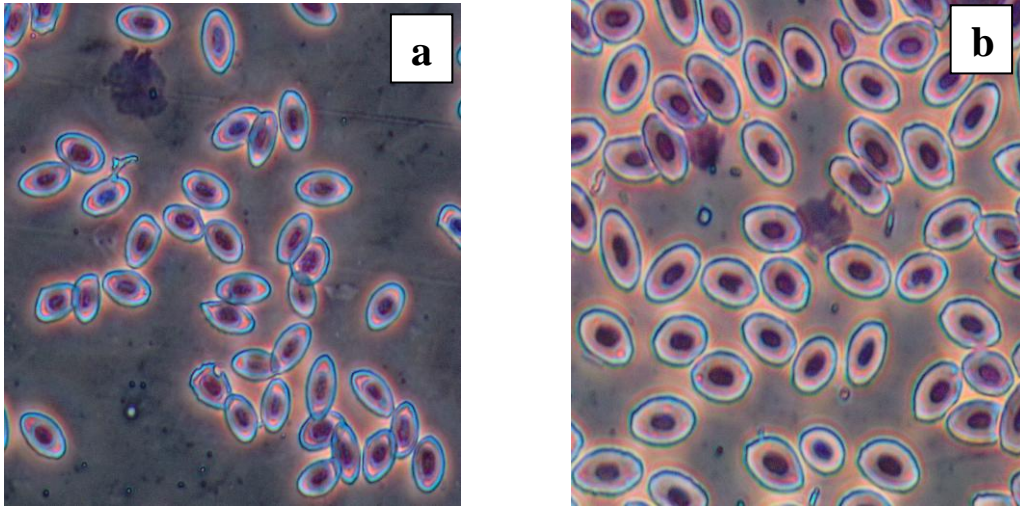
Denemelerde, sıcaklık 24.3 ± 0.5 °C, ph ise 8.5 ± 0.3 olacak şekilde çalışma yürütülmüştür. Bu veriler ve çalışmalar neticesinde 24, 48, 72 ve 96 saatlik LC_{50} değerleri sırasıyla 1.18, 1.03, 0.91, 0.83 mg/L olarak hesaplanmıştır (Çizelge 3.1).

Çizelge 3.1: Denemelerde elde edilen amonyak LC₅₀ değerleri.

24.3±0.5 °C 8.5±0.3 pH	NH ₃ -N (mg/L)			
	LC ₅₀ 24	LC ₅₀ 48	LC ₅₀ 72	LC ₅₀ 96
	1.18	1.03	0.91	0.83

3.2. Eritrosit ölçümleri

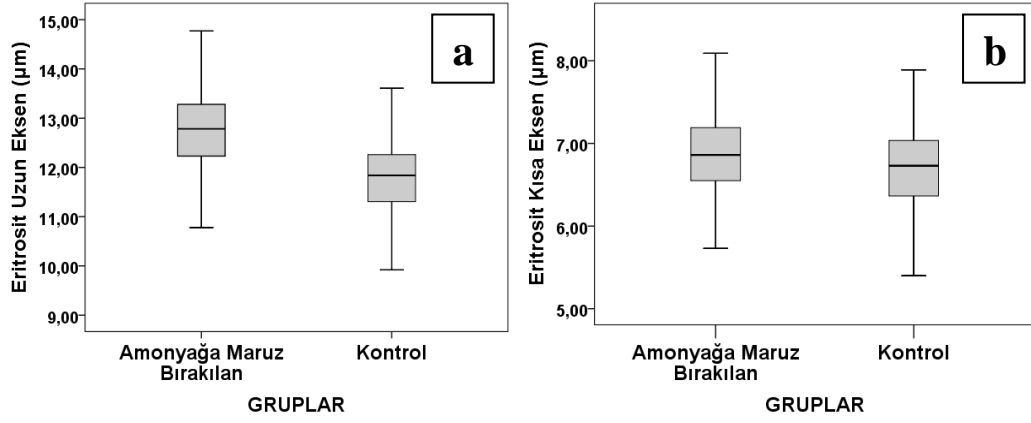
Yapılan çalışmada, amonyağın yunus çiklit balıklarının eritrositlerine ne gibi etkilerde bulunduğunu, eritrositlerin hücre büyüklükleri ölçülerek bulunmuştur. Bu bağlamda, yeni bir deneme ve kontrol olmak üzere oluşturulan gruplara, aç, sağlıklı ve hiçbir şekilde amonyağın etkisinde kalmamış 10'ar adet balık konulmuştur. Kontrol grubu amonyağa maruz bırakılmamış, deneme grubu ise yüksek dozlarda amonyağa maruz bırakılmıştır. Deneme grubunda öncelikli olarak ölmek üzere ve/veya yeni öldüğü bilinen balıklar, kontrol grubunda ise balıkların tamamı alınarak sürme froti örnekleri boyandıktan sonra hazır hale getirilmiştir. Eritrositlerin kısa ve uzun eksenleri mikrometrik olarak ölçülmüştür (Şekil 3.3).



Şekil 3.3: Amonyağın eritrositler üzerine etkisi (a) Kontrol grubu, (b) Deneme grubu.

Yapılan ölçümlerde kontrol grubunun eritrosit uzun ekseni 11.80±0.042 µm, kısa ekseni 6.72±0.026 µm olarak ölçülmüşken, iyonize olmamış amonyağa maruz bırakılan balıkların eritrositlerinin uzun ekseni 12.78±0.044 µm ve kısa eksen

6.87±0.025 µm olarak ölçülmüştür. Yapılan istatistik analiz sonucunda kontrol grubu ile iyonize olmamış amonyağa uygulanan grup arasında fark olduğunun (p<0.05) ve hücrelerde büyüme olduğu gözlemlenmiştir (Şekil 3.4; Çizelge 3.2; Çizelge 3.3; Çizelge 3.4; Çizelge 3.5).



Şekil 3.4: İyonize olmamış amonyağa maruz bırakılan ve kontrol gruplarının eritrosit ölçümleri (a) Uzun eksen (µm), (b) Kısa eksen (µm).

Çizelge 3.2: Amonyaya maruz bırakılan ve bırakılmayan (Kontrol) grupların, eritrosit uzun eksenlerinin grup istatistikleri.

Grup İstatistikleri					
	GRUPLAR	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
Eritrosit uzun eksen	1.00	300	12.7829	0.78913	0.04556
	2.00	300	11.8207	0.75900	0.04382

Çizelge 3.3: Amonyğa maruz bırakılan ve bırakılmayan (Kontrol) grupların, eritrosit uzun eksenlerinin bağımsız örnekler testi.

Bağımsız Örnekler Testi										
		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means						
		F	Sig.	t	df	p	Mean Difference	Std. Error Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
									Lower	Upper
Eritrosit uzun eksen	Equal variances assumed	0.515	0.473	15.22	598	0.000	0.96213	0.06321	0.83798	1.08628
	Equal variances not assumed			15.22	597.095	0.000	0.96213	0.06321	0.83798	1.08628

Çizelge 3.4: Amonyğa maruz bırakılan ve bırakılmayan (Kontrol) grupların, eritrosit kısa eksenlerinin grup istatistikleri.

Grup İstatistikleri					
	GRUPLAR	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
Eritrosit kısa eksen	1.00	300	6.8749	0.45053	0.02601
	2.00	300	6.7294	0.49528	0.02859

Çizelge 3.5: Amonyğa maruz bırakılan ve bırakılmayan (Kontrol) grupların, eritrosit kısa eksenlerinin bağımsız örnekler testi.

Bağımsız Örnekler Testi										
		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means						
		F	Sig.	t	df	p	Mean Difference	Std. Error Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
									Lower	Upper
Eritrosit kısa eksen	Equal variances assumed	2.370	0.124	3.764	598	0.000	0.14550	0.03866	0.06958	0.22142
	Equal variances not assumed			3.764	592.716	0.000	0.14550	0.03866	0.06958	0.22142

4. SONUÇ ve ÖNERİLER

Dünyada yaşamın kaynağı olarak bilinen suyun, temiz su kaynaklarının hızla tükenmesi nedeni ile değeri hızla artmaktadır. Canlılar suyu tüm hayat evreleri boyunca biyolojik faaliyetleri için kullanırlar. Bu sebeple kullandıkları bu suların kalitesi de ihtiyaçlarına göre değişebilmektedir. Örneğin; insanların gıda olarak tükettikleri suyun vücut için zararlı olabilecek mikroorganizmalardan ve zararlı kimyasal maddelerden uzaklaştırılmış olmalıdır. Balıklarda ise, karada yaşayan canlılardan farklı olarak, suyu yaşadıkları ortam gereği daha fazla kullanmaktadır. Bu yüzden de suyun her balık türü için ayrı kalite parametreleri mevcuttur. Yaşadıkları doğal ortama göre şekillenen bu parametreler, yetiştiricilik ortamlarında (açık, yarı kapalı ve kapalı sistemler) çeşitli amaçlar (besleme, büyütme, üretim vs.) doğrultusunda kullanılmaktadır.

Su ürünleri yetiştiricilik sistemleri içerisinde akvaryumlar çoğunlukla statik sistemler olarak çalıştırılırlar. Suyu tazelenmeyen veya arıtılmayan, içerisinde biyolojik faaliyet olan sularda amonyak ve nitrit sürekli olarak artmakta bu durum balıklarda üreme bozuklukları, büyüme ve gelişme problemleri ve bazen de ölüme neden olabilmektedir.

Akvaryum sistemleri, diğer yetiştiricilik sistemlerine göre çok daha küçük hacimli ve kontrolü daha kolay sistemlerdir. Bu sistemlerde balığın davranışlarını incelemek kolaydır. Zamanla su kalitesinden kaynaklanan değişimler balığın davranışlarında farklılıklar oluşturabilir. Bu değişimler uzman personel ve/veya yetiştirici tarafından kolaylıkla fark edilip müdahale edilebilir. Buna bağlı olarak da balıkların hastalık veya ölüm gibi nedenlerle zarar görmesi önlenmiş olur.

Yapılan çalışmada iyonize olmamış amonyak azotunun 0.84 ± 0.1 g yunus çiklitler (*Cyrtocara moorii*) için 24, 48, 72 ve 96 saatlik LC_{50} değerleri belirlenmiştir. Buna göre LC_{50} değerleri sırasıyla 1.18, 1.03, 0.91, 0.83 mg/L NH_3-N olarak belirlenmiştir. Literatür incelendiğinde diğer araştırmacıların (Çizelge 1.4) tatlısu

balıklarında yaptıkları çalışmalarda 24 saatlik LC₅₀ değerlerinin 0.28-7.2 mg/L, 96 saatlik LC₅₀ değerlerinin ise 0.14-4.60 NH₃-N mg/L aralıklarında olduğu görülmektedir. Amerikan çiklitleri içinde yer alan melek balığı (*Pterophyllum scalare*) üzerinde yapılan bir çalışmada, amonyağın 1.54±0.3 g'lık balıklarda 96 saatlik LC₅₀ değeri 0.58 mg/L NH₃-N (Küçükağtaş, 2011), Nil tilapiasında (*Oreochromis niloticus*) yapılan bir çalışmada, 65.93±4.13 g'lık yavrularda 48 saatlik LC₅₀ değeri 0.83 mg/L NH₃-N (Karasu Benli ve ark. 2005), lepisteslerde (*Poecilia reticulata*) yapılan bir çalışmada 48 saatlik LC₅₀ değeri 1.21 mg/L NH₃-N (Rubin ve Elmaraghy, 1976) ve bir çiklit türü olan *Cichlasoma facetum* balıklarında yapılan bir çalışmada 96 saatlik LC₅₀ değerini 2.95 mg/L NH₃-N (Piedras ve ark., 2006) olarak bulunmuştur. Literatürde yer alan toksisite çalışmalarından elde edilen LC₅₀ değerlerinin bizim yaptığımız çalışmayla yakın olduğu değerlerin benzer değerlerde olduğu görülmüştür. Değerlerdeki değişimlerde balık türü, balık büyüklüğü, suyun fizikokimyasal özellikleri etkilidir. Özellikle toksik form olan iyonize olmamış amonyak (NH₃) daha önce de belirttiğimiz üzere kararsız bir bileşik olup, sıcaklık ve pH'a bağlı olarak iyonize olan amonyum (NH₄⁺) formuna kolayca geçebilmektedir.

Yapılan çalışmada, LC₅₀ değerlerinin bulunmasına ek olarak, iyonize olmamış amonyağın balıkların kan yapısında bulunan eritrositlerin hücre büyüklüklerine etkisinin olup olmadığı da incelenmiştir. Balıklardan alınan kanlardan hazırlanan sürme froti örnekleri boyandıktan sonra incelenerek, eritrosit morfolojisinde büyüme veya küçülme olup olmadığı incelenmiştir. Sonuçta eritrosit uzun ve kısa eksen uzunluklarının arttığı yani eritrositlerin şiştiği belirlenmiştir (Şekil 3.4). Küçükağtaş, 2011 melek balığı yavrularında yaptığı benzer çalışmada da aynı sonuçlar görülmüştür.

Yüksek amonyak seviyeleri balıklarda akut etki oluşturarak denge kaybı, kasılma ve ölüme (Randall ve Tsui, 2002) ve düşük amonyak seviyelerinin ise balıklarda; yüzme hızında yavaşlamaya neden olmaktadır (Shingles ve ark., 2001). Genç koi (*Cyprinus carpio*) balıklarında, amonyak konsantrasyonunun artması ile birlikte balıkların önce tankın dibinde bir süre bekledikten sonra tankın yüksek kesimine yönelindikleri saptanmıştır (Weinstein ve Kimmel, 1998). Yaptığımız çalışmalar sonucunda iyonize olmamış amonyağın balıklarda benzer davranışlara neden olduğu görülmüştür.

Yetiştiricilik yapılan sistemlerde, her türün iyonize olmamış amonyağa karşı toleransı farklıdır. Balıklarda solunum hızında değişimler, ani renk solmaları, yüzme hızlarında ve/veya hareketlerinde değişimler amonyağın suda yüksek olduğunu ve bunun etkisiyle balıklarda kalıcı hasarların hatta ölümlerin olabileceği görülebilir. Bu gibi değişimlerin kısa sürede fark edilmesiyle, ciddi ekonomik kayıplar önlenir. Amonyakın sistemlerden uzaklaştırılması, sistemlere taze su girişi, biyolojik filtrasyon ve kimyasal yollarla zararsız hale getirilebilmektedir. Bunların yanında alglerin kullanımı balıkların büyüme hızına ve ağırlıklarını pozitif yönde etkilediğini (Casalduero, 2000; Troell ve ark., 1997), zeolit kullanımıyla ölümlerin azaltıldığı ve suların oksijence zenginleştiği (Obradovic ve ark., 2006; Peyghan ve Takamy, 2002; Anonymous, 2008) kanıtlanmıştır.

Sucul canlılar için toksik etkisi olan maddeler öncelikle bu canlılarda stres oluştururlar. Stres akut ve/veya kronik olarak gelişir ve canlının fizyolojik mekanizmasını sekteye uğratarak ileri düzeylerde canlının ölümüne neden olur. Yapılan bu çalışmada toksik etkisi olan iyonize olmamış amonyağın yunus çiklit balığı yavruları üzerinde etkileri incelenerek, letal doz değerleri belirlenerek, eritrosit morfolojisi üzerindeki etkiler ortaya konulmuştur. Yapılan gözlemler sonucunda, amonyağa maruz bırakılan balıkların öncelikle davranışlarında değişiklikler olmuştur. Amonyak maruz bırakılan balıkların solunum hızları artmış, renklerinde kararmalar görülmüştür, özellikle ağız çevresi ve vücudunun koyu renk pigment içeren bölgeleri daha belirginleşmiştir. Balıklara yem verir gibi akvaryumlara yaklaşıldığında, balıkların herhangi bir tepki vermediği görülmüştür. Kontrol grubunda ise balıklar yemleme yapılacak zannederek yönelme olmuştur. Amonyak etkisi sonucu ölmek üzere olan balıklar vücutlarını zemine sürterek tepki vermişler, su yüzeyine doğru ani bir yüzme eğilimi ve sonucunda kendi etrafında dönmesi neticesinde ölmüşlerdir. Amonyak maruziyeti balıklarda strese neden olmaktadır. Bu sonuç bize bu tarz davranışlar görüldüğünde hastalık olabileceğinin yanı sıra amonyak seviyesinin de yükseldiğinin bir işareti olabileceğinin unutulmaması gerektiğini göstermektedir.

Amonyak seviyesini düşürmenin farklı yolları olmakla birlikte temiz su ilavesi en kolay yoldur. Su hacmine göre dizayn edilen biyolojik ve mekanik filtrasyon sistemleriyle amonyak seviyelerinin azaltılması sağlanabilir. Balık tarafından

tüketilmeyen yem ve dışkıların akvaryum veya tank zemininden sifonlanarak temizlenmesi ve yine su içerisindeki ölü bitki ve balıkların akvaryumdan çürümeye başlamadan alınması amonyağın artmasına engel olabilmektedir. Suyun oksijen seviyesini yükseltmek, amonyağın nitrata dönüşümünde nitrifikasyon bakterilerinin ve balıklar arasındaki oksijen rekabetini azaltarak, balıkların bundan etkilenmesi engellebilmektedir. Balıklara verilen yemlerde balık ununun azaltılması ve bitkisel kaynaklı proteinlerin kullanımı amonyak oluşumunu azaltabilmektedir. Bitkili akvaryumlarda ya da büyük sistemlerde ayrı bir bitki tankı hazırlanıp suyun buradan geçirilmesi sağlanarak, amonyağın uzaklaştırılması sağlanabilir. Ayrıca çeşitli parça büyüklüğündeki zeolit ve/veya bentonit minerallerinin kullanımı da amonyağın giderilmesinde etkili bir yöntemdir. Bunun yanı sıra pH ve sıcaklık düşürülmesi de iyonize olmamış amonyağın miktarı düşürülebilir. Örneğin 1 birim pH'ın düşürülmesi amonyağın zararlı etkisini 10 kat azaltmasını sağlar. Sıcaklığı düşürmekte amonyağın azaltılmasında faydalı olabilmektedir. Şöyle ki; pH 8.0 ve sıcaklığında 30°C'den 28°C'ye düşürmek amonyak miktarını ortalama %13.5 civarında azaltabilir.

Yine bu çalışmada kan hücrelerinden eritrositlerin morfolojisi çalışılmıştır. Çalışmamızda iyonize olmamış amonyağa maruz kalan balıkların eritrositlerinin büyüdüğü görülmüştür. Bu durum da balıkların ölüm nedenlerini ortaya konulmasında kullanılabilir.

Bu çalışma ile ortaya konulan veriler yunus çiklit balığı üreten veya besleyen akvaryum hobicileri için önemlidir. Çünkü bu hobiciler zaman zaman kitlesel olacak düzeyde balık ölümleri ile karşılaşmakta, ancak bunun nedenini anlayamamakta ve genel olarak hastalık veya su kalitesi bozukluğunu sorun olarak görmektedirler. Ancak su kalitesi içinde yer alan amonyak üzerinde spesifik olarak durulmamaktadır. Bu anlamda literatürde yunus çiklitler için amonyakla ilgili eksiklik giderilmeye çalışılmış ve üreticiler için yardımcı kaynak olarak hazırlanmıştır. Diğer balık türlerinde de amonyağın ve nitritin toksik etkilerinin ortaya konulması önemli konulardır.

5. KAYNAKLAR

- Abbas, H. H.** (2006). Acute toxicity of ammonia to common carp fingerlings (*Cyprinus carpio*) at different pH levels. *Pak. J. Biol. Sci.*, 9: 2215-2221.
- Akyurt, İ.** (2004). Balık Besleme. Mustafa Kemal Üniv. Su Ürünleri Fak. Ders Kitapları No:3. Hatay. 226 s.
- Anonymous.** (1998). Update of ambient water quality criteria for ammonia. EPA. 822-R-98-008.1-148 USA.
- Ball, R.** (1967). The relative susceptibilities of some species of freshwater fish to poisons. I. Ammonia. *Water Res.*, 1:767-75.
- Barnard, J.L.** (1973). "Biological Denitrification" *Journ Wat. Pol. Con. Fed.*, 72, 705-709.
- Barnhart, R.A.** (1969). Effects of certain variables on haematological characteristics of rainbow trout, *Salmo gairdneri* (Richardson). *Trans. Am. Fish Soc.* 98: 411-418.
- Biswas, J. K., Sarkar, D., Chakraborty, P. et al.** (2006). Density dependent ambient ammonium as the key factor for optimization of stocking density of common carp in small holding tanks. *Aquaculture*, 261: 952-959.
- Bower, C. E. & Bidwell, J. P.** (1978). Ionization of Ammonia in Seawater - Effects of Temperature, Ph, and Salinity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 35, 1012-1016.
- Broderius, S., Drummond, R., Fiandt, J. and Russom, C.** (1985). Toxicity of ammonia to early life stages of the smallmouth bass at four pH values. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 4(1): 87-96.
- Buckley, J. A., Whitmore, C. M., Liming, B. D.** (1979). Effects of prolonged exposure to ammonia on the blood and liver glycogen of Coho salmon (*Oncorhynchus Kisutch*). *Comp., Biochem., Physiol.*, 63 C, 297-303.
- Cardoso, E.L., Garcia, H.C., Ferrira, R.M.A., Poli, C.R.** (1996). Morphological changes in the gills of *Lophiosilurus alexandri* exposed to un-ionized ammonia. *J. Fish Biol.*, 49, 778-787.
- Casalduero, F.G.** (2000). Integrated systems: "Environmentally clean" aquaculture. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66:177-184.
- Cheng, Z. J., Hardy, R. W., Usry, J. L.** (2003). Plant protein ingredients with lysine supplementation reduce dietary protein level in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) diets, and reduce ammonia nitrogen and soluble phosphorus excretion. *Aquaculture*, Amsterdam, 218:553-565.

- Clarence, R. H., Jr.** (1976). Fish haematology, its uses and significance. N. Y. Fish Game J. 23(2): 170-175.
- Colt, J. E. & Tchobanoglous, G.** (1976) Evaluation of the short-term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish, *Ictalurus punctatus*. Aquaculture, 8(3): 209-224.
- Cooper, J. L., Plum, F.** (1987). Biochemistry and physiology of brain ammonia. Physiol. Rev. 67, 440–519.
- Çelik, M. S., Özdem, R. B., Turan, M., Koyuncu, I., Atesok, G., Sarikaya, H. Z.** (2001). Removal of Ammonia by Natural Clay Minerals Using Fixed and fluidised Bed Column Reactors, Water Science and Technology: Water Supply Vol 1 No1 pp 81-88.
- Dabrowska, H., Wlasow, T.,** (1986). Sublethal effect of ammonia on certain biochemical and haematological indicators in common carp (*Cyprinus carpio L.*). Comp. Biochem. Physiol. 83C, 179–184.
- Das, P. C., Ayyappan, S., Jena, J. K. et al.** (2004). Acute toxicity of ammonia and its sub-lethal effects on selected haematological and enzymatic parameters of mrigal, *Cirrhinus mrigala* (Hamilton). Aquac Res, 35: 134–143.
- Daud, S. K., Hasbollah, D., Law, A.T.** (1988). Effects of unionized ammonia on red tilapia (*O. mossambicus x O. niloticus hybrid*) The second international symposium on tilapia in aquaculture. Bangkok. Thailand, 15, 411-413.
- Day JW, Hall CAS, Kemp WM, Yañez-Arancibia A,** (1989). Estuarine ecology. New York: John Wiley and Sons.
- De-Boer, J. and Ryther, J.** (1977). Potential yields from a waste recycling algal mariculture system. The Marine Plant Biomass of the pacific Northwest Coast, R.W Krauss.Oregon State University Yayını. 231-248.
- Degraeve, G. M., Overcast, R. L., & Bergman, H.L.** (1980) Toxicity of underground coal gasification condenser water and selected constituents to aquatic biota. Arch. environ. Contam. Toxicol., 9(5): 543-555.
- Denton J. E. and Yousef, M. K.** (1975) Seasonal changes in haematology of rainbow trout *Salmo gairdneri*. Comp. Biochem. Physiol. 51A, 151-153.
- Doğan, G., Erdem, M.** (2008). Balıklarda Protein Mekanizması. Journal of Fisheries Sciences 2(1): 30-40.
- Dostat, A., Metailler, R., Tetu, N., Servais, F., Chartois, H., Huelvan, C. And Desbruyeres, E.** (1995). Nitrogenous Excretion in Juvenile Turbot *Scophthalmus maximus (L.)*, Under Controlled Conditions. Aquaculture Research, 26: 639-650.
- Dowden, B. F. & Bennett, H. J.** (1965) Toxicity of selected chemicals to certain animals. J. Water Pollut. Control. Fed., 37(9): 1308-1316.

- Durborow, R. M., Crosby, D. M., Brunson, M. W.** (1997). Ammonia in fish ponds. Southern regional aquaculture center publication. pp. 463.
- El-Shafai, S. A., El-Gohary, F. A., Nasr, F. A. et al.** (2004) Chronic ammonia toxicity to duckweed-fed tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*, 232: 117–127.
- Emadi, H., Nezhad, J. E., Pourbagher, H.** (2001). In Vitro Comparison Of Zeolite (Clinoptilolite) And Active Carbon As Ammonia Absorbants In Fish Culture. *Naga, The ICLARM Quarterly*, 24 (1-2) : 18-20.
- Emerson, K., Russo, R. C., Lund, R. E., Thurston, R. V.** (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *J Fish Res Board Can*;32:2379–83.
- Emery, R. M. & Welch, E. B.** (1969) The toxicity of alkaline solutions of ammonia to juvenile bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus* Raf.), Chattanooga, Tennessee, Water Quality Branch, Division of Health and Safety, Tennessee Valley Authority, 31 pp (Mimeo).
- Fralick, R. A.** (1979). The growth of commercially useful seaweeds in a nutrient enriched multipurpose aquaculture system. *Proceedings International Seaweed Symposium (IX)*, Jensen, A. Ve Stein, J.R. Science Pres, Princeton, 629-698.
- Göksu, M. Z. L.** (2003). Su Kirliliği, Adana, 61-70 s.
- Gross, A., Boyd, C., Wood, C. W.** (2000). Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds. *Aquacultural Engineering*, 24:1-14.
- Guan, Bo., Hu, Wei., Zhang, TangLin., Duan, Ming., Li, DeLiang., Wang, YaPing. & Zhu, ZuoYan.** (2010). Acute and chronic un-ionized ammonia toxicity to ‘all-fish’ growth hormone transgenic common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Chinese Sci. Bull.*,35: 4032–4036.
- Haglund, K., and Pedersen, M.** (1993). Outdoor pond cultivation of the subtropical marine red alga *Gracilaria tenuistipata* in brackish water in Sweden. Growth, nutrients uptake, cocultivation with rainbow trout and epiphyte control. *Journal of Applied Phycology*, 5: 271-284.
- Hargreaves, J. A.** (1998). Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*, 166, 181-212.
- Harlym, M. M., Thorne-Miller, B. and Thursby, B. G.** (1979). Ammonium uptake by *Gracilaria sp.* (Florideophyceae) and *Ulva lactuca* (Chlorophyceae) in closed system fish culture. *Proceedings International Seaweed Symposium (IX)*, Jensen, A. Ve Stein, J.R. Science Pres, Princeton, 285-293.
- Hasan, M. R., Machintosh, D. J.** (1986). Acute toxicity of ammonia to common carp fry. *Aquaculture*. 54, 97-107.

- Hazel, R. H., Burkhead, C. E. & Huggins, D. G.** (1979) The development of water quality criteria for ammonia and total residual chlorine for the protection of aquatic life in two Johnson County, Kansas streams, Washington DC, Office of Water Research and Technology, US Department of the Interior, 146 pp.
- Herbert, D. W. M. & Shurben, D. S.** (1965) The susceptibility of salmonid fish to poisons under estuarine conditions. II. Ammonium chloride. *Int. J. Air Water Pollut.*, 9: 89-91.
- Hernández, I., Pérez-Pastor, A., Vergara, J.J., Martínez-Aragon, J. F., Fernández-Engo, M. A., Pérez-Lloréns, J. L.** (2006). Studies on the biofiltration capacity of *Gracilariopsis longissima*: from microscale to macroscale. *Aquaculture*, 252 (1), pp. 43–53
- Howarth, R. W.** (1988). Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Ann Rev Ecol Syst*;19:89-110.
- Ip, Y. K., Chew, S. F., Leung, I. A. W., Jin, Y., Lim, C. B., Wu, R. S. S.** (2001a). The sleeper *Bostrichthys sinensis* (Family Eleotridae) stores glutamine and reduces ammonia production during aerial exposure. *J. Comp. Physiol. B* 171, 357–367.
- Ip, Y. K., Chew, S. F., Randall, D. J.** (2001b). Ammonia toxicity, tolerance, and excretion. In: Wright, P.A., Anderson, P.M. (Eds.), *Fish Physiology*, vol. 20, Academic Press, New York, pp. 109–148.
- Jahan, P., Watanabe, T., Kiron, I., Satoh, S. H.** (2003b). Balancing protein ingredients in carp feeds to limit discharge of phosphorus and nitrogen into water bodies. *Fisheries Science*, Tokyo, 69:226-233.
- Jahan, P., Watanabe, T., Kiron, I., Satoh, S. H.** (2003a). Improved carp diets based on plant protein sources reduce environmental phosphorus loading. *Fisheries Science*, Tokyo, 69:219-225.
- Jiménez del Rio, M., Ramazanov, Z., Garcia-Reina, G.** (1994). Optimization of yield and biofiltering efficiencies of *Ulva rigida* cultivated with *Sparus aurata* in wastewaters. *Scientia Marina*, 58: 329-335.
- Jobling, M.** (1980). The influences of feeding on the metabolic rate of fishes: a short review. *J. Fish Bid.* (1981) 18,385-400.
- Jobling, M.** (1995). *Environmental biology of fishes*. Chapman and Hall, New York, 455p.
- Johnsen, F., Hillestad, M., Austreng, E.** (1993). High energy diets for Atlantic salmon. Effects on pollution. In: KAUSHIK, S.J., LUQUET, P. (Eds.), *Fish nutrition in practice*. Les Colloques n.61, INRA ed., Versailles Cedex, France, 391-402.
- Jude, D. J.** (1973) Sublethal effects of ammonia and cadmium on growth of green sunfish, East Lansing, Michigan, Michigan State University, 193 pp (Ph.D. Thesis).

- Kaiser, H., Brill, G., Cahill, J., Collett, P., Czypionka, K., Green, A., Orr, K., Pattrick, P., Scheepers, R., Stonier, T., Whitehead, M. A., Yearsley, Y.,** (2006). Testing clove oil as an anaesthetic for longdistance transport of live fish: the case of the Lake Victoria cichlid *Haplochromis obliquidens* J. Appl. Ichthyol. 22 510–514.
- Karasu Benli, A. K., Köksal, G., Özkul, A.** (2008). Sublethal ammonia exposure of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.): Effects on gill, liver and kidney histology. Chemosphere, 72: 1355–1358.
- Karasu Benli, A. K., Köksal, G.** (2005). The Acute Toxicity of Ammonia on Tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) Larvae and Fingerlings. Turk J. Vet. Anim. Sci. 29, 339-344.
- Kim, J. D., Kim, K. S., Song, J. S., Lee, J. Y., Jeong, K. S.** (1998b). Optimum level of dietary monocalcium phosphate based on growth and phosphorus excretion of mirror carp, *Cyprinus carpio*. *Aquaculture*, Amsterdam, 161:337-344.
- Kirk, R. S. Lewis, J. W.** (1993). An evaluation of pollutant induced changes in the gills of rainbow trout using scanning electron microscopy. *Environmental Technology*. 14, 577-585.
- Kocabatmaz, M. ve Ekingen, G.** (1982). Değişik tür balıklarda kan örneği alınması ve hematolojik metodların standardizasyonu. Türkiye Bilimsel ve Teknik Araştırma Kurumu (TÜBİTAK) Veterinerlik ve Hayvancılık Araştırma Grubu Proje No: VHAG-557. Elazığ, 72s.
- Kucuk, S.** (1999). The Effect of diel un ionized ammonia fluctuation on juvenile hybrid striped bass, channel cat fish and tilapia. Mississippi state university, Mississippi, 1-59.
- Küçükkağtaş, A.** (2011). Amonyak ve nitrit'in melek balığı (*Pterophyllum scalare*) üzerine akut toksisitesi ve eritrosit morfolojisine etkisi. Rize Üniversitesi, Rize, 1-45.
- Laird, L. M., and Needham, T.,** (1987). Salmon and trout Farming, Halsted Press, Newyork, s80-81.
- Levi, G., Morisi, G., Coletti, A., Catanzaro, R.** (1974). Free amino acids in fish brain: normal levels and changes upon exposure to high ammonia concentrations in vivo and upon incubation of brain slices. *Comp. Biochem. Physiol.* 49A, 623–636.
- Liu C H, Chen J C.** (2004). Effect of ammonia on the immune response of white shrimp *Litopenaeus vannamei* and its susceptibility to *Vibrio alginolyticus*. *Fish Shellfish Immunol*, 16: 321–334.
- Lubinski, K. S., Sparks, R. E., & Jahn, L. A.** (1974) The development of toxicity indices for assessing the quality of the Illinois River, Urbana, Illinois, Water Resources Center, University of Illinois, 46 pp (Research Report No. 96).

- McCarthy, D. H., Stevenson, J. P. & Roberts, M. S.** (1973). Some blood parameters of the rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). I. The Kamloops variety. *J. Fish Bid.* 5, 1-8.
- Mallekh, R., Boujard, T., Lagardère, J. P.** (1999). Evaluation of retention and environmental discharge of nitrogen and phosphorus by farmed turbot (*Scophthalmus maximus*). *North American Journal of Aquaculture*, 61:141-145.
- Malik, E. Z., Gyore, K., Olah, J.** (1986). Effect of ammonia on gill tissues of common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquacultura Hungarica*, 5, 97-105.
- Mayes, M. A., Alexander, H. C., Hopkins, D. L., and Latvaitis, P. B.** (1986). Acute and Chronic Toxicity of Ammonia to Freshwater Fish: A Site-Specific Study. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:437-442.
- Mccormick, J. H., Broderius, S. J., & Fiandt, J. T.** (1984) Toxicity of ammonia to early life stages of the green sunfish *Lepomis cyanellus*. *Environ. Pollut. Ser. A.*, 36: 147-163. Erratum: *Environ. Pollut. Ser. A.*
- Metcalf, C. D.** (1998). Toxicopathic responses to organic compounds. In *Fish diseases and disorders Vol 2, Non-infectious disorders*. Ed. By. Leatherland, J. F. and Woo, P. T. K. CABI publishing. Wallingford. UK. 386 p.
- Miller, G. R., Shimp, G. F., Andrews, H. O., Nimmo, D. W., & Iley, E. S.** (1981) Effect of domestic wastewater on trout in Dillon Reservoir, Colorado. Paper presented at: The ASTM Symposium on Aquatic Toxicology, St. Louis, Missouri, 13-14 October 1981, Philadelphia, Pennsylvania, American Society for Testing Materials.
- Miron, D. S., B. Moraes, A. G. Becker, M. Crestani, R. Spanevello, V. L. Loro & B. Baldisserotto.** (2008). Ammonia and pH effects on some metabolic parameters and gill histology of silver catfish, *Rhamdia quelen* (Heptapteridae). *Aquaculture*, 277: 192-196.
- Mommsen, T. P., Vijayan, M. M., Moon, T. W.** (1999). Cortisol in teleosts: dynamics, mechanisms of action, and metabolic regulation. *Rev. Fish Biol. Fisheries* 9, 211–268.
- Mommsen, T. P. & Walsh, P. J.** (1991). Urea synthesis in fishes: Evolutionary and biochemical perspectives, in *Biochemistry and molecular biology of fishes*, edited by P W Hochachka & T P Mommsen (Elsevier, Amsterdam)1, 1991, 137.
- Mommsen, T. P., Walsh, P. J.** (1992). Biochemical and environmental perspectives on nitrogen metabolism in fishes. *Experientia* 48, 583–593.
- Msuya, F. E., Kyewalyanga, M. S., Salum, D.** (2006). The performance of the seaweed *Ulva reticulata* as a biofilter in a low-tech, low-cost, gravity generated water flow regime in Zanzibar, Tanzania. *Aquaculture*, 254, pp. 284–292.
- Mutluay, H., Demirak, A.** (1996). *Su Kimyası*, İstanbul. 81-82 s.

- Neori, A., Cohen, I. and Gordin, H.** (1991). *Ulva lactuca* biofilters for marine fish pond. II. Growth rate yield and C:N ratio. *Bot. Mar.*, 34: 483-489.
- Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, H., Kraemer, G. P., Halling, C., Shpigel, M. ve Yarish, C.** (2004). Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*. 231: 361-391.
- Neori, A., Shpigel, M., Ben-Ezra, D.,** (2000). A sustainable integrated system for culture of fish, seaweed and abalone. *Aquaculture* 186, 279 – 291.
- National Research Council,** (1993). *Nutrients requirements of fish*. National Academy Press. 114p.
- Obradovic, S., Adamovic, M., Vukasinovic, M., Jovanovic, R., ve Levic, J.** (2006). The Application Effects of Natural Zeolite in Feed and Water on Production Results of *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). Feed Technology Department, Bulevar Cara Lazara 1, 21000 Novi Sad, Serbia. Received for Publication, October 5, 2006.
- OECD** (1992), Test No. 203: Fish, Acute Toxicity Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing.
- Oliveira, S. R., Souza, R. T. Y. B., Nunes, E. S. S., Carvalho, C. S. M., Menezes, G. C., Marcon, J. L., Akifumi-Ono, R. R. E., Affonso, E. G.** (2008). Tolerance to temperature, pH, ammonia and nitrite in cardinal tetra, *Paracheirodon axelrodi*, an Amazonian ornamental fish. *Acta Amazomica*, 38,773–779.
- Orban, L., Tatrai, I.** (1987). The effects of various ambient ammonia concentrations on the nitrogen metabolism of carp fry (*Cyprinus carpio L.*). *Comp. Biochem. Physiol*, 86A(3), 449-452.
- Penczak, T., Galicka, W., Molinski, M., Kusto, E., and Zalewski, M.** (1982). The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*, *J. Appl. Ecol.* (19), 371-393.
- Peng, K. W., Chew, S. F., Lim, C. B., Kuah, S. S. L., Kok, W. K., Ip, Y. K.** (1998). The mudskippers *Periophthalmodon schlosseri* and *Boleophthalmus boddarti* can tolerate environmental NH₃ concentrations of 446 and 36 IM, respectively. *Fish Physiol. Biochem.* 19, 59–69.
- Peyghan, R., Takamy, G.A.** (2002). Histopathological, serum enzyme, cholesterol and urea changes in experimental acute toxicity of ammonia in common carp *Cyprinus carpio* and use of natural zeolite for prevention. *Aquaculture International*, 10, 317-325.
- Phillips, M. J., Beveridge, M. C. M., and Stewart, J. A.** (1986). The environmental impact of cage culture on Scottish freshwaters. In: Solbe, J. F. De L. G. (Ed.) *Effects of land use on fresh waters: agriculture, forestry, mineral exploitation, urbanisation*, Ellis Horwood, Chichester, (568), 504-508.

- Piedras, S. R. N., Oliveira, J. L. R., Moraes, P. R. R., Bager, A.** (2006). Acute toxicity of un-ionized ammonia and nitrite in *Cichlasoma facetum* (Jenyns, 1842) fingerlings. *Ciênc. Agrotec*, 30, 1008-1012.
- Rabalais, N. N.** (2002). Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio* 2002;31:102–12.
- Randall, D. J., and Tsui, T. K. N.** (2002). Ammonia toxicity in fish. *Mar. Poll. Bull.* 45: 17–23.
- Randall, D. J., Wilson, J. M., Peng, K. W., Kok, T. W. K., Kuah, S. S. L., Chew, S. F., Lam, T. J., Ip, Y. K.** (1999). The mudskipper, *Periophthalmodon schlosseri*, actively transports NH_4^+ against a concentration gradient. *Am. J. Physiol.* 46, R1562–R1567.
- Randall, D. J., Wood, C. M., Perry, S.F., Bergman, H., Maloiy, G. M., Mommsen, T. P., Wright, P. A.** (1989). Urea excretion as a strategy for survival in a fish living in a very alkaline environment. *Nature* 337, 165–166.
- Rao, T. S., Rao, M. S., & Prasad, S. B. S. K.** (1975). Median tolerance limits of some chemicals to the fresh water fish "*Cyprinus carpio*". *Indian J. environ. Health*, 17(2): 140-146.
- Redner, B. D., Stickney, R. R.,** (1979). Acclimation to ammonia by *tilapia aurea*. *Transactions of The American Fisheries Society*, 108, 383-388.
- Reinbold, K. A. & Pescitelli, S. M.** (1982c). Acute toxicity of ammonia to channel catfish, Champaign, Illinois, Illinois Natural History Survey, 11 pp (EPA Contract No. J 2482 NAEX).
- Reinbold, K. A. & Pescitelli, S. M.** (1982a). Effects of cold temperature on toxicity of ammonia to rainbow trout, blue gills, and fathead minnows, Champaign, Illinois, Illinois Natural History Survey (Project Report: Contract No. 68-01-5832).
- Reinbold, K. A. & Pescitelli, S. M.** (1982b). Effects of exposure to ammonia on sensitive life stages of aquatic organisms, Champaign, Illinois, Illinois Natural History Survey (Project Report: Contract No. 68-01-5832).
- Rimsh, E. Y. & Adamova, L. G.** (1973). Blood analysis of herbivores fish (Efficiency of natural reproduction and rearing of valuable commercial fishes). *Fish Res. Biol. Canada. Series No: 2620*.
- Roseboom, D. P. & Richey, D. L.** (1977). Acute toxicity of residual chlorine and ammonia to some native Illinois fishes, Urbana, Illinois, Illinois State Water Survey, 42 pp (Report of Investigation 85).
- Rubin, A. J. and M. A. Elmaraghy.** (1976). Studies on the Toxicity of Ammonia, Nitrate and Their Mixtures to the Common Guppy. In *Water Resour.Center Rep.No.490*, Ohio State University, Columbus, OH:47 p.(U.S.NTIS PB-255721).
- Russo, R. C.** (1985). Ammonia, nitrite and nitrate. In: *Fundamentals of Aquatic Toxicology*, (G.M. Rand, S.R. Petrocelli, eds). Washington DC: Hemisphere. pp 455–471.

- Salin, D., Williot, P.** (1991). Acute toxicity of ammonia to siberian sturgeon (*Acipenser baeri*). *Acipenser*, P. Williot, Ed., Cemagref Publ., 153-167.
- Sarıoğlu, M.** (2002). Amonyak Giderimi için Atıksu Arıtma Tesislerinin İyileştirilmesi (Upgrade Edilmesi) Seçeneklerinin Karşılaştırılması, *Katı Atık ve Çevre (Solid Waste and Environment)*, Sayı 44, pp 10-15.
- Schuenhoff, A., Shpigel, M., Lupatsch, I., Ashkenazi, A., Msuya, F. E., Neori, A.** (2003). A semi-recirculating, integrated system for the culture of fish and seaweed. *Aquaculture* 221: 167–181.
- Serezli, R.** (2011). Sularda amonyak ve sucul canlılarda toksik etkileri. *Yunus Araştırma Bülteni*, 3, 5-7.
- Serezli, R., Akhan, S., Delihasan-Sonay, F.** (2011). Acute Effects of Copper and Lead on Some Blood Parameters on Coruh Trout (*Salmo coruhensis*). *Afr. Jour. of Biotechnology*. 10 (16), 3204-3209.
- Shingles, A., McKenzie, D. J., Taylor, E. W., Moretti, A., Butler, P. J., Ceradini, S.** (2001). The effects of sublethal ammonia on swimming performance in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *J. Exp. Biol.* 204, 2691–2698.
- Shpigel, M., Neori, A., Popper, D. M., Gordin, H.** (1993). A proposed model for 'environmentally clean' land-based culture of fish, bivalves and seaweeds. *Aquaculture* 117: 155–128.
- Slicher, A. M.** (1961). Endocrinological and haematological studies in *Fundulus heteroclitus* (Linn). *Bull. Bingham Oceanogr. Call.* 17(3): 1-55.
- Snieszko, S. F.** (1960). Microhematocrit as a tool in fishery research and management. *Spec. Scient. Rep. U.S. Fish Wildlf. Serv.*, No.341.
- Solbe, J. F. De L. G.,** (1982). Fish-farm effluents: A United Kingdom survey. In: *Alabaster*, s29-55.
- Smith, R.R.** (1989). *Nutritional Energetics. Fish Nutrition. Second Edition.* Edited by John E. Halver, Academic Press, London.
- Sparks, R. E.** (1975). The acute, lethal effects of ammonia on channel catfish (*Ictalurus punctatus*), bluegills (*Lepomis macrochirus*), and fathead minnows (*Pimephales promelas*), Chicago, Illinois, 15 pp (report to Illinois Institute for Environmental Quality, project No. 20.060).
- Speare, D., Backman, S.** (1988). Ammonia and nitrite waterborne toxicity of commercial rainbow trout. *Can. Vet. J.*, 29, 666.
- Stephan, C. E., Mount, D. I., Hansen, D. J., Gentile, J. H., Chapman, G. A., Brungs, W. A.** (1985). Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. NTIS #PB85-227049. National Technical Information Service, Springfield, VA.
- Stryer, L.S.,** (1988). *Biochemistry* (3rd Ed). New York: WH Freeman & Co. p 500.

- Sugiura, S. H.; Ferraris, R. P.** (2004). Contributions of different NaPi cotransporter isoforms to dietary regulation of P transport in the pyloric caeca and intestine of rainbow trout. *Journal of Experimental Biology*, 207:2055-2064.
- Sumagaysay-Chavoso, N. S., San Diego-McGlone, M. L.** (2003). Water quality and holding capacity of intensive and semi-intensive milkfish (*Chanos chanos*) ponds. *Aquaculture*, 219: 413–429.
- Svobodova, Z., Vykusova, B. and Machova, J.** (1994). The effects of pollutants on selected haematological and biochemical parameters in fish. Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fishes. Chapter 4, p. 39-52, FAO, USA.
- Swigert, J. P. & Spacie, A.** (1983). Survival and growth of warmwater fishes exposed to ammonia under low flow conditions, Springfield, Virginia, National Technical Information Service (NTIS PB83-257535).
- Thomas, S. L.; Piedrahita, R. H.** (1998). Apparent ammonia-nitrogen production rates of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) in commercial aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 17:45-55.
- Thurston, R. V.** (1981c). Acute toxicity of ammonia to the pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*), Duluth, Minnesota, US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.
- Thurston, R. V. & Meyn, E. L.** (1984). Acute toxicity of ammonia to five fish species from the northwest United States, Bozeman, Montana Fisheries Bioassay Laboratory, Montana State University, 13 pp (Technical Report Vol. 84, No. 4).
- Thurston, R. V. & Russo, R. C.** (1981d). Acute toxicity of ammonia to golden trout (*Salmo aguabonita*) and mottled sculpin (*Cottus bairdi*), Bozeman, Montana, Fisheries Bioassay Laboratory, Montana State University, 10 pp (Technical Report Vol. 81, No. 1).
- Thurston, R. V., Chakoumakos, C., Russo, R. C.** (1981a). Effect of fluctuating exposures on the acute toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and cutthroat trout (*S. clarki*). *Water Research*, 15, 911-917.
- Thurston, R. V., Phillips, G. R., Russo, R. C. & Hinkins, S. M.** (1981b). Increased toxicity of ammonia to rainbow-trout (*Salmo-Gairdneri*) resulting from reduced concentrations of dissolved-oxygen. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38, 983-988.
- Thurston, R. V. & Russo, R. C.** (1983). Acute toxicity of ammonia to rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 112: 696-704.
- Thurston, R. V., Russo, R. C., Meyn, E. L., Kajdel, R. K.** (1986). Chronic toxicity of ammonia to fathead minnows. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 115, 196 - 207.

- Troell, M., Halling, C., Nilson, A., Buchmann, A.H., Kautsky, N., and Kautsky, L.** (1997). Integrated maricultivation of *Gracilaria chilensis* (Gracilariales, Rhodophyta) and salmon cages for reduced environmental impact and increased economic output. *Aquaculture*, 156:45-61.
- Tudorache, C., Blust, R., De Boeck, G.** (2008). Social interactions, predation behaviour and fast start performance are affected by ammonia exposure in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Aquat Toxicol*, 2008, 90: 145–153.
- Twitchen, D., Eddy, F. B.** (1995). Sublethal effects of ammonia on freshwater fish. Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fishes. Chapter, 12, 211-229, FAO, USA.
- Uslu, O., Türkman, A.,** (1987). Su kirliliği ve kontrolü. T.C. Başbakanlık Çevre Genel Müdürlüğü Yayınları, Eğitim Dizisi I, Ankara.
- Van Vuren, J. H. J. and J. Hattingh.** (1978). A seasonal study of the haematology of wild freshwater fish. *J. Fish Biol.* 13:305-313.
- Van Vuren, J. H. J., Van der Merwe, M. and Du Preez, H. H.** (1994). The effect of copper on the blood chemistry of *Clarias garlepinus* (Clariidae). *Ecotox. Environm. Safety* 29: 187-199.
- Vandermeulen, H. and Gordin, H.** (1990). Ammonium uptake using *Ulva* (Chlorophyta) in intensive fishpond systems: mass culture and treatment of effluent. *Journal of Applied Phycology* 2:363 374.
- Vaughn, R. E. & Simco, B. A.** (1977). Effects of ammonia on channel catfish, *Ictalurus punctatus*. *ASB Bull.*, 24(2): 92.
- Vedel, N. E., Korsgaard, B., Jensen, F. B.** (1998). Isolated and combined exposure to ammonia and nitrite in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Effects on electrolyte status and brain glutamine/glutamate concentrations. *Aquatic Toxicology*, 41, 325-342.
- Wajsbrodt, N., Gasith, A., Diamant, A., Popper, D. M.** (1993). Chronic toxicity of ammonia to juvenile gilthead seabream (*Sparus aurata*) and related histopathological effects. *J. Fish Biol.*, 42, 321-328.
- Walsh, P. J.** (1998). Nitrogen excretion and metabolism, in *The physiology of fishes*, 2nd edition. Edited by D H Evans (CRC Press, Boca Raton), 199.
- Walton, M.J.** (1985). Aspects of Amino Acid Metabolism in Teleost Fish. *Nutrition and Feeding in Fish*. Edited By: Cowey, C. B, Mackie, A. M. and Bell, J. G., Academic Press, London.
- Warrer-Hansen, I.** (1982). Evaluation of matter discharged from trout farming in Denmark. In: Alabaster, s57-63.
- Wedemeyer, G. A.,** (1996). *Physiology of Fish in Intensive Culture Systems*. New York: Chapman & Hall, 232p.
- Weinstein, D. I., Kimmel, E.** (1998). Behavioral response of carp (*Cyprinus carpio* L.) to ammonia stress. *Aquaculture*, 165, 81-93.

- Wendelaar Bonga, S. E.** (1997). The stress response in fish. *Physiol. Rev.* 77, 591–625.
- Wetzel, R. G.** (2001). *Limnology*. 3rd edition. New York: Academic Press.
- Wezernak, C. T., Gannon, J. J.** (1967). Oxygen-Nitrogen Relationships in Autotrophic Nitrification, *Applied Microbiology*, American Society for Microbiology, 1211-1215.
- Wicks, B. J., Tang, Q., Joensen, R., Randall, D. J.** (2002). Swimming and ammonia toxicity in salmonids: the effect of sub lethal ammonia exposure on the swimming performance of coho salmon and the acute toxicity of ammonia in swimming and resting rainbow trout. *Aquat. Toxicol.* 59, 55–69.
- Witeska, M. and Jiezerska, B.** (1994). The effect of cadmium and lead on selected blood parameters of common carp. *Arch. Ryb. Pol.* 2(1): 123-132.
- Wuhrmann, K. and Woker, H.** (1948). Beitrage zur Toxikologie der Fische. 11. Experimentelle Untersuchungen uber die Ammoniak- und Blausaurevergiftung [Contribution to the toxicology of fishes. 11. Experimental investigations on ammonia and hydrocyanic acid poisoning]. *Sch weiz. 2. Hydrol.* 11:210-244. (In English translation.) (As cited by U.S. EPA [4].)
- Wuhrmann, K., Zehender, F. and Woker, H.** (1947). Uber die fischereibiologische Bedeutung des Ammonium- und Ammoniakgehaltes fliessender Gewasser [Biological significance for fisheries of ammonium ion and ammonia content of flowing bodies of water]. *Vjscht. Naturt. Ges. Zurich* 92:198-204. (In English translation.) (As cited by U.S. EPA [4].)
- Xu, J., X. Ma, W. Hou. and X. Han.** (1994). Effects of Temperature and Ammonia on Silver Carp, Bighead Carp, Grass Carp and Common Carp. In *China Environ.Sci.(Zhongguo Huanjing Kexue)* 14(3):214-218 (CHI) (ENG ABS).
- Yang, H. C., Chun, S. K.** (1986). Histopathological study of acute toxicity of ammonia on common carp, (*Cyprinus carpio*). *Bulletin of Korean Fish Society*, 19,(3), 249-256.
- Yildirim, B. H., Pulatsu, S.** (2011), “Evaluation of the Discharge Waters of Terrestrial Trout Farms (Fethiye, Mugla) in Light of the Recent Legal Regulations”, *Ecology*, 20, 81, 48-54 doi: 10.5053/ekoloji.2011.817/ANKARA.
- Url-1**<<http://www.inflathrace.gr/sites/default/files/MAY%20GRUNWALD-GIEMSA.pdf>>, alındığı tarih: 08.09.2015
- Url-2**<<http://ressources.ciheam.org/om/pdf/b63/00800917.pdf>>, alındığı tarih: 08.09.2015

ÖZGEÇMİŞ



Ad Soyad: Onur CEYLAN

Doğum Yeri ve Tarihi: Şişli-09.01.1985

Adres:M. K. Paşa Mah. Fidan Sok. No:45/5 Avcılar-İSTANBUL

E-Posta: onurceylann@gmail.com

Tel: 05556036882

Lisans: Rize Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Su Ürünleri Mühendisliği (2011)